# SOLO, ÁGUA, PLANTA E VARIÁVEIS AMBIENTAIS:

## Impactos e suas transformações no Sul do Amazonas


José Maurício da Cunha
Milton César Costa Campos
Douglas Marcelo Pinheiro da Silva
(Organizadores)


Ano 2022

# SOLO, ÁGUA, PLANTA E VARIÁVEIS AMBIENTAIS:

## Impactos e suas transformações no Sul do Amazonas

José Maurício da Cunha
Milton César Costa Campos
Douglas Marcelo Pinheiro da Silva
(Organizadores)

Ano 2022

**Editora chefe**
Profª Drª Antonella Carvalho de Oliveira
**Editora executiva**
Natalia Oliveira
**Assistente editorial**
Flávia Roberta Barão
**Bibliotecária**
Janaina Ramos
**Projeto gráfico**
Bruno Oliveira
Camila Alves de Cremo
Daphynny Pamplona
Luiza Alves Batista
Natália Sandrini de Azevedo
**Imagens da capa**
José Maurício da Cunha
Milton César Costa Campos
Douglas Marcelo Pinheiro da Silva
**Edição de arte**
Luiza Alves Batista



O conteúdo dos artigos e seus dados em sua forma, correção e confiabilidade são de responsabilidade exclusiva dos autores, inclusive não representam necessariamente a posição oficial da Atena Editora. Permitido o *download* da obra e o compartilhamento desde que sejam atribuídos créditos aos autores, mas sem a possibilidade de alterá-la de nenhuma forma ou utilizá-la para fins comerciais.

Todos os manuscritos foram previamente submetidos à avaliação cega pelos pares, membros do Conselho Editorial desta Editora, tendo sido aprovados para a publicação com base em critérios de neutralidade e imparcialidade acadêmica.

A Atena Editora é comprometida em garantir a integridade editorial em todas as etapas do processo de publicação, evitando plágio, dados ou resultados fraudulentos e impedindo que interesses financeiros comprometam os padrões éticos da publicação. Situações suspeitas de má conduta científica serão investigadas sob o mais alto padrão de rigor acadêmico e ético.



Ano 2022

CIÊNCIAS
AGRÁRIAS

Atena
Editora
Ano 2022

Solo, água, planta e variáveis ambientais: impactos e suas transformações no sul do Amazonas

**Diagramação:** Natália Sandrini de Azevedo
**Correção:** Mariane Aparecida Freitas
**Indexação:** Amanda Kelly da Costa Veiga
**Revisão:** Os autores
**Organizadores:** José Maurício da Cunha
Milton César Costa Campos
Douglas Marcelo Pinheiro da Silva

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)**

S689 Solo, água, planta e variáveis ambientais: impactos e suas transformações no sul do Amazonas / Organizadores José Maurício da Cunha, Milton César Costa Campos, Douglas Marcelo Pinheiro da Silva. – Ponta Grossa - PR: Atena, 2022.

Formato: PDF
Requisitos de sistema: Adobe Acrobat Reader
Modo de acesso: World Wide Web
Inclui bibliografia
ISBN 978-65-258-0234-3
DOI: https://doi.org/10.22533/at.ed.343221905

1. Solo - Uso - Amazônia. 2. Água. 3. Plantas. I. Cunha, José Maurício da (Organizador). II. Campos, Milton César Costa (Organizador). III. Silva, Douglas Marcelo Pinheiro da (Organizador). IV. Título.

CDD 333.75130981

**Elaborado por Bibliotecária Janaina Ramos – CRB-8/9166**

**Atena Editora**
Ponta Grossa – Paraná – Brasil
Telefone: +55 (42) 3323-5493
www.atenaeditora.com.br
contato@atenaeditora.com.br

## DECLARAÇÃO DOS AUTORES

Os autores desta obra: 1. Atestam não possuir qualquer interesse comercial que constitua um conflito de interesses em relação ao artigo científico publicado; 2. Declaram que participaram ativamente da construção dos respectivos manuscritos, preferencialmente na: a) Concepção do estudo, e/ou aquisição de dados, e/ou análise e interpretação de dados; b) Elaboração do artigo ou revisão com vistas a tornar o material intelectualmente relevante; c) Aprovação final do manuscrito para submissão; 3. Certificam que os artigos científicos publicados estão completamente isentos de dados e/ou resultados fraudulentos; 4. Confirmam a citação e a referência correta de todos os dados e de interpretações de dados de outras pesquisas; 5. Reconhecem terem informado todas as fontes de financiamento recebidas para a consecução da pesquisa; 6. Autorizam a edição da obra, que incluem os registros de ficha catalográfica, ISBN, DOI e demais indexadores, projeto visual e criação de capa, diagramação de miolo, assim como lançamento e divulgação da mesma conforme critérios da Atena Editora.

## DECLARAÇÃO DA EDITORA

A Atena Editora declara, para os devidos fins de direito, que: 1. A presente publicação constitui apenas transferência temporária dos direitos autorais, direito sobre a publicação, inclusive não constitui responsabilidade solidária na criação dos manuscritos publicados, nos termos previstos na Lei sobre direitos autorais (Lei 9610/98), no art. 184 do Código Penal e no art. 927 do Código Civil; 2. Autoriza e incentiva os autores a assinarem contratos com repositórios institucionais, com fins exclusivos de divulgação da obra, desde que com o devido reconhecimento de autoria e edição e sem qualquer finalidade comercial; 3. Todos os e-book são *open access, desta forma* não os comercializa em seu site, sites parceiros, plataformas de *e-commerce,* ou qualquer outro meio virtual ou físico, portanto, está isenta de repasses de direitos autorais aos autores; 4. Todos os membros do conselho editorial são doutores e vinculados a instituições de ensino superior públicas, conforme recomendação da CAPES para obtenção do Qualis livro; 5. Não cede, comercializa ou autoriza a utilização dos nomes e e-mails dos autores, bem como nenhum outro dado dos mesmos, para qualquer finalidade que não o escopo da divulgação desta obra.

## APRESENTAÇÃO

O Bioma Amazônico é caracterizado por ser uma região bastante extensa, apresentando elevada diversidade geológicas, geomorfológicas, edáficas, climáticas e de vegetação. Contudo, a composição e as características funcionais de espécies vegetais apresentam grandes efeitos na dinâmica dos ecossistemas florestais. Assim, com o intuito de obter maior conhecimento da dinâmica dos nutrientes em áreas de recuperação florestal, manutenção da produtividade em sítios degradados, avaliação de impactos do solos em ambiente sobre intensa ocupação humana, assim como os impactos decorrentes de incêndios florestais, estudos correlatos tem sido profundamente discutidos em diversas temáticas, com a finalidade de obter informações relevantes para melhor compreender os funcionamentos desses ecossistemas.

Os estudos sobre ecossistemas da Amazônia, especialmente no Sul-sudeste do Amazonas, vem sendo discutidos por meio de pesquisas acadêmicas a partir do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, desde o ano de 2016, com a implantação no Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente da Universidade Federal do Amazonas em Humaitá, que, na ocasião, conseguiu produzir resultados importantes na construção de um conhecimento crítico da real dinâmica espaço-temporal das transformações ambientais no contexto Amazônico, promovido por um pequeno grupo de estudantes e professores com trabalhos voltados para estudar as relações entre solo, água, planta e variáveis ambientais.

O Grupo de Pesquisa "Solos em Ambientes Amazônico", criado em 2009, foi se destacando em importantes pesquisas à medida que se consolidava, com aprovações de Projetos de Pesquisas, que auxiliaram e continua a auxiliar o grupo a prover infraestrutura adequada na realização de diversas frentes de pesquisas, como Projetos de Iniciação Científica, Trabalhos de Conclusão de Curso de Graduação, Dissertações de Mestrado e Teses de Doutorado, favorecendo a geração de conhecimento e formação de recursos humanos altamente qualificadas no interior da Amazônia. Além disso, o grupo de pesquisa também realizou Eventos Científicos e de Popularização da Ciência e publicação de Livros.

Dessa forma, as pesquisas oriundas do Grupo de Pesquisa "Solos e Ambiente Amazônico" e do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais é que tornaram-se possível apresentar esta ***Coletânea de Trabalhos em*** **solo, água, planta e variáveis ambientais**, oriundo de Dissertações de Mestrado.

Agradecemos à Pro-reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação (PROPESP) da Universidade Federal do Amazonas (UFAM), que apoiou a realização deste livro através do EDITAL N.31/2021 – PROPESP/UFAM: PROGRAMA DE APOIO À PUBLICAÇÃO DE LIVROS – 2021, e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas (FAPEAM) ,que apoiou a realização do ***III Simpósios de Ciência do Solo da Amazônia Ocidental***,

sendo possível apresentar o material intitulado: "**Solo, água, planta e variáveis ambientais: impactos e suas transformações no Sul do Amazonas**".

Milton César Costa Campos

José Maurício da Cunha

## SUMÁRIO

SUMÁRIO

# CAPÍTULO 1

# ESTIMATIVA DOS ÍNDICES DE VEGETAÇÃO EM UMA MICROBACIA DO RIO PURUZINHO, SUL DO AMAZONAS

*Data de aceite: 10/03/2022*

*Data de submissão: 03/03/2022*

**Uilson Franciscon**
Mestre em Ciências Ambientais- Universidade Federal do Amazonas
uilsonfranciscon@gmail.com

**José Maurício da Cunha**
Doutor em Física Ambiental - Universidade Federal do Amazonas
maujmc@gmail.com

**Milton César Costa Campos**
Doutor em Ciência do Solo – Universidade Federal da Paraíba
mcesarsolos@gmail.com

**Douglas Marcelo Pinheiro da Silva**
Doutor em Horticulta - Universidade Federal do Amazonas
dougllasmarcelo@gmail.com

**Natasha Souza Araújo Lemos**
Mestranda em Ciências Ambientais - Universidade Federal do Amazonas
lemos.natasha1@gmail.com

**Elilson Gomes de Brito Filho**
Graduando em Agronomia - Universidade Federal da Paraíba
bfsambiente@gmail.com

**Wildson Benedito Mendes Brito**
Mestre em Agronomia Tropical - Universidade Federal do Amazonas
wild.brito@gmail.com

**RESUMO:** A Amazônia é o maior bioma do Brasil, abrange as bacias hidrográficas do rio Amazonas, Araguaia-Tocantins, bacias costeiras do Norte Ocidental e bacias costeiras do Nordeste. A microbacia do Rio Puruzinho, está inserida em uma região onde há ocorrência exclusiva dos chamados Campos Naturais. Esse tipo de ambiente possui características peculiares, que podem estar sendo modificadas pelo o uso antrópico. Nesse sentido, o uso do sensoriamento remoto e técnicas de geoprocessamento surgem como alternativa para auxiliar a necessidade de ferramentas de baixo custo de ampla aceitação. A combinação destas técnicas nos possibilita o entendimento das relações ambientais entre a cobertura vegetal e ações antrópicas, que vem promovendo transformações dos ambientes na superfície terrestre. Assim, este trabalho teve como objetivo geral analisar a dinâmica espaço temporal dos índices de vegetação na detecção de transformações ambientais em uma microbacia hidrográfica do rio Puruzinho. A área de estudo localiza-se na região Sul do Amazonas, em uma área de abrangência do município de Humaitá, AM. A bacia do rio Puruzinho situa-se no interflúvio Purus-Madeira, Sudoeste da Amazônia Brasileira. Para o cálculo da estimativa dos Índices de vegetação e biofísicos, foi utilizado a ferramenta *Model Maker* do *software* ERDAS Imagine 2014, onde será feito o processamento da imagens e estimativas dos índices. A maior média do NDVI foi para a imagem do ano de 2010, apresentando valor médio de 0,354 e a menor média do NDVI foi para o ano de 2017, que obteve valor de

0,276. O resultado do desvio padrão do NDVI apresentou altos valores, variando entre 0,278 para a imagem do ano de 2017 e 0,358 para o ano de 2010. Esses altos valores de desvio padrão, podem ser explicados pelos diferentes tipos de ambientes na bacia, como florestas, vegetações menos densas, rios, lagos e área antropizadas. Há uma predominância na ocorrência da classe representada pela cor verde clara, para os anos 2006, 2008, 2011 e 2017, revelando uma predominância na ocorrência de vegetação menos densa para esses anos. Por outro lado, para os anos de 2010 e 2015, a cor predominante foi o verde escuro, evidenciando a ocorrência da vegetação em um estado mais denso. Com relação à média do albedo, o maior valor foi de 0,180, observado para a imagem do ano de 2017, e a menor média para o albedo (0,137) foi encontrada na imagem do ano de 2010. Temos como maior média da temperatura da superfície encontrada o valor de 29,54°C, para a imagem do ano de 2015, e a menor média encontrada, no valor de 21,75 °C, para a imagem do ano de 2008. Para os valores de máximo da temperatura de superfície, o maior valor registrado foi para a imagem do ano de 2011. A utilização dos índices biofísicos, combinados com técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento, mostraram-se ferramenta imprescindível no monitoramento e detecção de áreas com transformações ambientais com uso de imagens de satélite para extensas áreas.
**PALAVRAS-CHAVE:** sensoriamento remoto, amazônia, bacia hidrográfica.

**ABSTRACT:** The Amazon is the largest biome in Brazil, encompasses the watersheds of the Amazon River, Araguaia-Tocantins, coastal basins of the North West and coastal basins of the Northeast. The microbasin of the Puruzinho River is located in a region where there is an exclusive occurrence of the so-called Natural Fields. This type of environment has peculiar characteristics, which may be being modified by anthropic use. In this sense, the use of remote sensing and geoprocessing techniques arise as an alternative to help the need for low cost tools of wide acceptance. The combination of these techniques enables us to understand the environmental relations between vegetation cover and anthropic actions, which has been promoting transformations of the environments on the terrestrial surface. The objective of this work was to analyze the dynamics of vegetation indexes in the detection of environmental transformations in a watershed of the Puruzinho river. The study area is located in the southern region of Amazonas, in an area covered by the municipality of Humaitá, AM. The Puruzinho river basin is located in the Purus-Madeira interflow, Southwest of the Brazilian Amazon. In order to calculate the estimates of vegetation and biophysical indices, the Model Maker tool of the ERDAS Imagine 2014 software was used, where image processing and index estimation will be done. The highest average of the NDVI was for the image of the year 2010, presenting an average value of 0.354 and the lowest average of the NDVI was for the year 2017, which obtained a value of 0.276. The results of the NDVI standard deviation presented high values varying between 0.278 for the year 2017 image and 0.358 for the year 2010. These high values of standard deviation can be explained by the different types of environments in the basin such as forests, less dense vegetation, rivers, lakes and anthropogenic areas. There is a predominance in the occurrence of the class represented by light green color for the

years 2006, 2008, 2011 and 2017, revealing a predominance in the occurrence of less dense vegetation for those years. On the other hand, for the years 2010 and 2015, the predominant color was dark green, evidencing the occurrence of vegetation in a denser state. Regarding the albedo average, the highest value was 0.180, observed for the image of the year 2017, and the lowest average for the albedo (0.137) was found in the image of the year 2010. We have the highest average surface temperature found the value of 29.54 ° C for the image of the year 2015 and the lowest average found in the value of 21,75 ° C for the image of the year 2008. For the values of the maximum surface temperature , the highest value recorded was for the image of the year 2011. The use of biophysical indexes, combined with remote sensing and geoprocessing techniques, proved to be an essential tool in the monitoring and detection of areas with environmental transformations using satellite images to areas.
**KEYWORDS:** remote sensing, amazon, hydrographic basin.

## 1 I INTRODUÇÃO

A Amazônia ocupa uma área de 4,19 $\times 10^6$ $km^2$ é o maior bioma do Brasil, que abrangem as bacias hidrográficas do rio Amazonas, Araguaia-Tocantins, bacias costeiras do Norte Ocidental e bacias costeiras do Nordeste. A bacia do rio Amazonas constitui a mais extensa rede hidrográfica do globo terrestre, que ocupa uma área total de 7.008.370 $km^2$, abrangendo territórios do Brasil (63,88%), Colômbia (16,14%), Bolívia (15,61%), Equador (2,31%), Guiana (1,35%), Peru (0,60%) e Venezuela (0,11%) (SOUZA FILHO et al., 2006).

A sua ampla extensão geográfica, diversidade e complexidade de seus ecossistemas, fazem com que o sensoriamento remoto seja uma ferramenta indispensável para o monitoramento ambiental na região, sendo uma tecnologia de baixo custo, de ampla aplicação e aceitação no monitoramento e mapeamento do Bioma.

A Amazônia, ao decorrer dos anos, vem sendo alvo de exploração desordenada, com o avanço no desmatamento em um ritmo alarmante. Nesse sentido, os diferentes bioma na região vêm sofrendo impactos em sua cobertura vegetal, causado por atividades antrópicas, assim como impulsionadas por práticas como grilagem de terras, extração ilegal de madeira e transformação de imensas áreas de floresta em pastagens (SOUZA FILHO et al., 2006; FEARNSIDE, 2006).

O estudo do comportamento da dinâmico da vegetação e de transformações ambientais, quando tratado de áreas extensas, pode ser realizado a partir de uso de técnicas de sensoriamento remoto, a partir de conjunto de dados provenientes de sensores orbitais, por meio das refletâncias de superfície, distribuídas em diferentes bandas espectrais e seus produtos observados com a combinação das bandas para avaliação de variáveis biofísicas.

A vegetação possui padrões de refletâncias, a partir da observação do comportamento espectral dos alvos, é possível de diferenciação quando comparados a outros materiais, diante da interação de diferentes bandas (intervalos de comprimento de onda). Assim, com

as propriedades dos vegetais, é possível estimar alguns índices de vegetação, como IAF (índice de área foliar), NDVI (índice de vegetação da diferença normalizada) e o SAVI (índice da vegetação ajustado ao solo), classificando a vegetação e gerando mapas temáticos de uso e cobertura do solo dos ambientes (MORAES,2002).

A partir do estudo dos índices biofísicos, é possível avaliar, em decorrência de uma serie temporal, as alterações ocorridas na superfície da terra, tendo em vista que índices como o NDVI (oscilam entre –1 e +1) nos permite identificar e caracterizar a presença de superfície verde e sua distribuição espacial, as quais podem estar associadas às ações antrópicas ou simplesmente por variações climáticas naturais, que regem os ciclos fenológicos anuais da vegetação. O NDVI e o albedo, estão intimamente relacionados, tendo uma relação inversa, em regiões de elevada vegetação e com alta densidade o NDVI tende a ser positivo e próximo de um e o albedo tende a ser baixo e próximo de zero. Onde se tem pouca vegetação ou baixa densidade, com predomínio de solos expostos, úmidos ou espelhos d'agua, o NDVI tende a ser negativo e próximo de -1 e o albedo tende a ser alto, mais distante de zero e mais próximo de um.

A microbacia do Rio Puruzinho, está inserida em uma região onde há ocorrência exclusiva dos chamados Campos Naturais. Esse tipo de ambiente possui características peculiares, com intensas transformações antrópicas, inserida dentro da zona denominada de Arco do Desmatamento, áreas de intensa pressão sobre asa transformações ambientais com a chegada da fronteira agrícola, que abrange o oeste e noroeste do Maranhão; o leste, sul e parte do oeste do Pará; o oeste e norte do Tocantins; o leste, centro-oeste e norte do Mato Grosso, todo o estado de Rondônia e do Acre e o sul do Amazonas.

Há muita discussão em âmbito nacional e internacional acerca das mudanças ambientais, ocasionadas por ações antrópicas sobre a superfície terrestre, promovendo mudanças climáticas, interações entre os sistemas da atmosfera, da superfície terrestre e seus impactos ambientais provocados a partir destas transformações.

A partir desta problemática, a utilização do sensoriamento remoto e técnicas de geoprocessamento, surge como alternativa para auxiliar a necessidade de ferramentas de baixo custo e ampla aceitação. A combinação destas técnicas nos possibilita o entendimento das relações ambientais entre a cobertura vegetal e ações antrópicas que vem acontecendo sobre superfície terrestre.

Assim, objetivou-se analisar a dinâmica espaço temporal dos índices de vegetação na detecção de transformações ambientais na microbacia hidrográfica do Rio Puruzinho.

## 2 | MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 Area de estudo

A área de estudo localiza-se na região Sul do Amazonas no município de Humaitá, AM, a bacia do rio Puruzinho situa-se no interflúvio Purus-Madeira, Sudoeste da Amazônia Brasileira (Figura 1). O clima da região, segundo a classificação de Köppen, pertence ao grupo A (Clima Tropical Chuvoso) e tipo climático Am (chuvas do tipo monção), apresentando um período seco de pequena duração. A pluviosidade está limitada pelas isoietas de 2.250 e 2.750 mm, com período chuvoso iniciando em outubro e prolongando-se até junho. As temperaturas médias anuais variam entre 25ºC e 27ºC e a umidade relativa fica entre 85 e 90%.

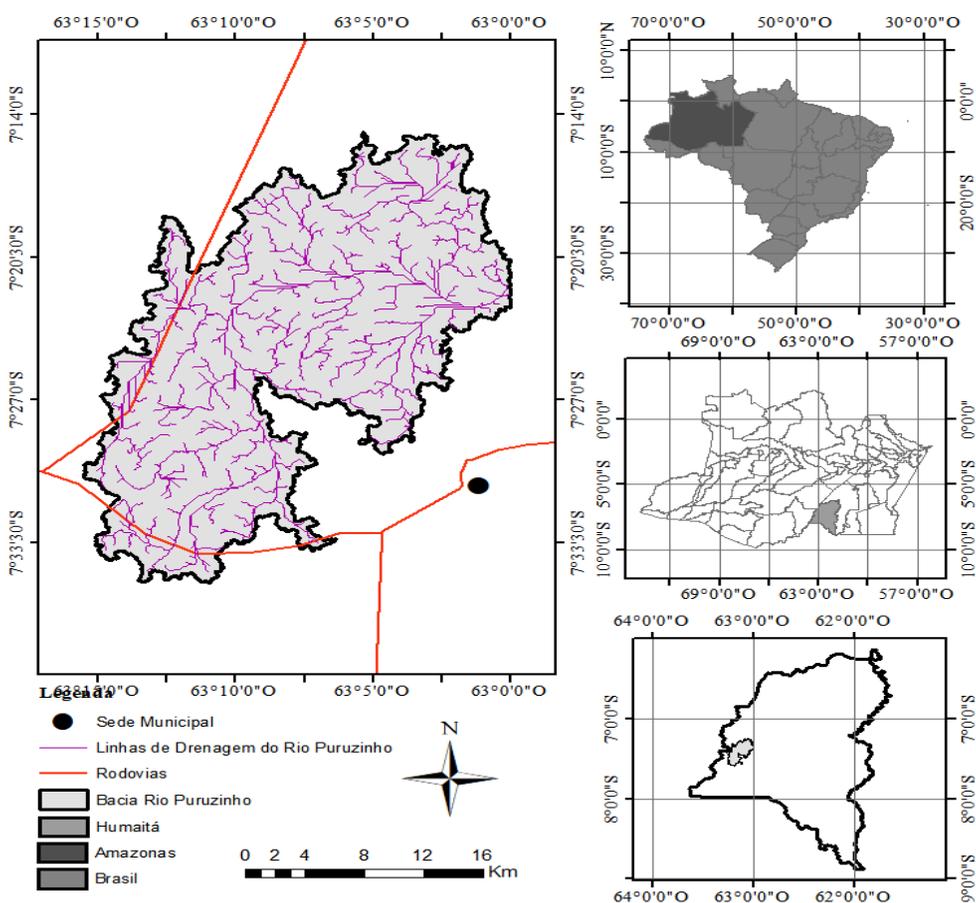



Figura 1. Localização da bacia do rio Puruzinho, Humaitá-AM.

## 2.2 Delimitação da bacia atraves do ARC GIS

A delimitação da área da bacia será feita com base na imagem do SRTM (Radar Shuttle Radar Topography Mission), que tem resolução espacial de 90 metros (FARR *et al.*, 2007), onde os limites da bacia serão determinados pelos padrões de drenagem e divisores de águas topográficos, utilizando o software ArcGIS versão 10.3.

Para a delimitação da bacia foi utilizada a extensão ArcHydro, selecionando um DEM (Digital Elevation Model), obtido a partir das imagens SRTM e aplicando a sequência de processos: preenchimento de sumidouros, direção do fluxo, acúmulo de fluxo, definição de fluxo, segmentação de fluxo, delimitação da rede de captação, processamento de polígono de captação, processamento de linha de drenagem, processamento adjacente de captação, processamento de pontos de drenagem, geração de pontos em lote e delimitação de bacia hidrográfica.

## 2.3 Imagens Orbitais

As imagens utilizadas neste estudo serão obtidas pelo TM (Thematic Mapper) - Landsat 5 e OLI/TIRS (Operational Land Imager / Thermal Infrared Sensor) - Landsat 8, que são disponibilizadas junto ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Para aquisição, será utilizado o critério de ausência de nuvens para a área delimitada, recortadas as cenas conforme a área de estudo, entre os anos de 2006 a 2017, na mesma época do ano, em dias próximos para todos os anos (Tabela 1).

| Data da imagem | Orbita/ponto | Satélite | DSA | Hora da passagem | E (graus) |
|---|---|---|---|---|---|
| 23/07/2006 | 232/65 | Landsat 5 | 204 | 14:13:26 | 49,2194 |
| 28/07/2008 | 232/65 | Landsat 5 | 209 | 14:06:31 | 48,7243 |
| 02/07/2010 | 232/65 | Landsat 5 | 183 | 14:10:51 | 47,3334 |
| 06/08/2011 | 232/65 | Landsat 5 | 218 | 14:08:59 | 50,5110 |
| 01/08/2015 | 232/65 | Landsat 8 | 213 | 14:19:56 | 51,3799 |
| 06/08/2017 | 232/65 | Landsat 8 | 218 | 14:20:18 | 52,4322 |

Tabela 1. Dados da imagens de satélite utilizadas neste estudo.

DSA= dia sequencial do ano; E (graus) = ângulo de elevação do sol.

No Mapeador Temático (TM) Landsat 5 as imagens serão compostas por sete bandas espectrais, cujas características estão contidas abaixo na Tabela 2. Nesta tabela também estão incluídas a irradiância solar monocromática ($K_{\lambda i}$) das bandas reflectivas (bandas 1, 2, 3, 4, 5 e 7), incidente sobre uma superfície normal à direção dos raios solares no topo da atmosfera terrestre. O sensor TM mede a radiância espectral dos alvos e armazena-os na forma de níveis de cinza, ou número digital (ND), cujos valores variam de 0 a 255 (8

bits), apresentando resolução espacial de 30 m, exceto na banda termal (banda 6), com resolução de 120 m.

| Bandas | Comprimento de Onda | Resolução Espacial (m) | Coeficientes de Calibração (Wm-2 sr-1µm) | | Irradiância Espectral no Topo da Atmosfera |
|---|---|---|---|---|---|
| | (µm) | | a | b | (Wm-2 µm-1) |
| 1 (azul) | 0,45 – 0,52 | 30 | -1,52 | 193 | 1957 |
| 2 (verde) | 0,52 – 0,60 | 30 | -2,84 | 365 | 1826 |
| 3 (vermelho) | 0,63 – 0,69 | 30 | -1,17 | 264 | 1554 |
| 4 (IV-próximo) | 0,76 – 0,79 | 30 | -1,51 | 221 | 1036 |
| 5 (IV-médio) | 1,55 – 1,75 | 30 | -0,37 | 30,2 | 215 |
| 6 (IV-termal) | 10,4 – 12,5 | 120 | 1,2378 | 15,303 | - |
| 7 (IV-médio) | 2,08 – 2,35 | 30 | -0,15 | 16,5 | 80,67 |

Tabela 2. Descrição das bandas do Mapeador Temático (TM) do Landsat 5, com os correspondentes intervalos de comprimento de onda, coeficientes de calibração (radiância mínima – a e máxima – b) e irradiâncias espectrais.

Fonte: Chander e Markham (2003) e Allen et al., (2002).

No Operational Land Imager (OLI) e Thermal Infrared Sensor (TIRS) do satélite Landsat 8, cada imagem OLI é composta de nove bandas espectrais (bandas um a nove) e o TIRS possui duas bandas espectrais (bandas 10 e 11), cujas principais características de ambos estão representadas na Tabela 3. A resolução espacial das imagens OLI é de 30 m, exceto a banda pancromática (banda 8), com 15 m. As bandas 10 e 11, relativas ao sensor TIRS, possuem resolução de 100 m, mas são disponibilizadas com 30 m. Todas as imagens OLI/TIRS possuem resolução espectral de 12 bits, mas são disponibilizadas em 16 bits, o que significa que a intensidade de cada pixel varia entre 0 a 65.535, assegurando um maior nível de informação das áreas imageadas.

| Bandas | Comprimento de Onda (µm) | R E (m) | Coeficientes de Calibração de Reflectância | |
|---|---|---|---|---|
| | | | Fator multiplicativo($m_\rho$) | Fator Aditivo ($A_\rho$) |
| 1 OLI- Costal aerosol | 0,43-0,45 | 30 | 0,00002 | -0,1 |
| 2 OLI - Azul | 0,45-0,51 | 30 | 0,00002 | -0,1 |
| 3 OLI - Visível Verde | 0,53-0,59 | 30 | 0,00002 | -0,1 |
| 4 OLI - Visível Vermelho | 0,64-0,67 | 30 | 0,00002 | -0,1 |
| 5 OLI - IV Próximo | 0,85-0,88 | 30 | 0,00002 | -0,1 |
| 6 OLI - IV Médio (SWIR) 1 | 1,57-1,65 | 30 | 0,00002 | -0,1 |
| 7 OLI - IV Médio (SWIR) 2 | 2,11-2,29 | 30 | 0,00002 | -0,1 |
| 8 OLI - Pancromática | 0,50-0,68 | 15 | 0,00002 | -0,1 |
| 9 OLI - Cirrus | 1,36-1,38 | 30 | 0,00002 | -0,1 |
| 10 TIRS-IV térmico (TIRS)1 | 10,60-11,19 | 30 | - | - |
| 11 TIRS-IV térmico (TIRS)2 | 11.50-12.51 | 30 | - | - |

Tabela 3. Descrição dos coeficientes de calibração do OLI - Landsat 8 e características das bandas espectrais.

IV= Infravermelho; RE= Resolução Espacial; Comp. = comprimento.

Fonte: USGS,2017.

## 2.4 Processamento das imagens

Para o cálculo da estimativa dos Índices de vegetação e biofísicos, foi utilizado a ferramenta *Model Maker* do software ERDAS Imagine 2014, onde será feito o processamento da imagens e estimativas a partir de modelos que serão descritos na etapas a seguir, na figura 2 será apresentado um fluxograma com as etapas realizadas no processamento das imagens.

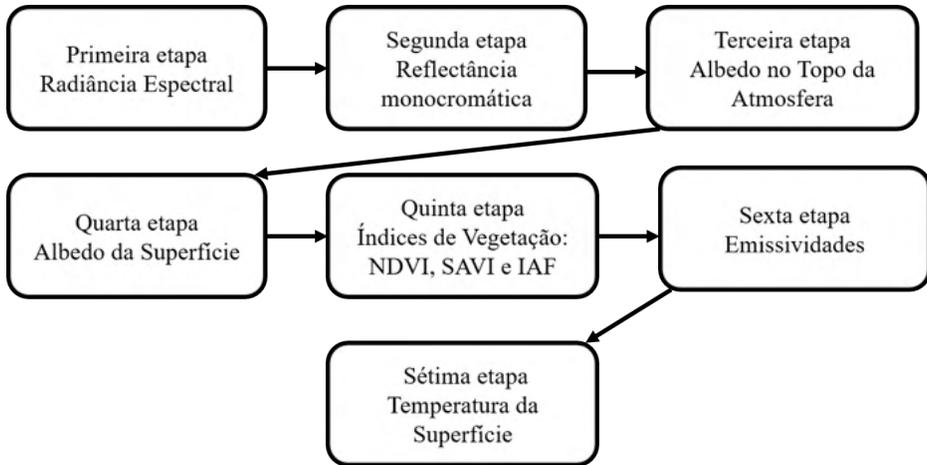



Figura 2. Fluxograma das etapas do processamento das imagens.

### 2.4.1 Calibração radiométrica

Para as imagens do Landsat 5, o cômputo da irradiância solar monocromática ($K_{\lambda i}$) ou seja, efetivação da Calibração Radiométrica, em que o número digital (ND) de cada pixel da imagem é convertido em radiância espectral monocromática, essas radiâncias representam a energia solar refletida por cada pixel, por unidade de área, de tempo, de ângulo sólido e de comprimento de onda, medida no nível do satélite Landsat 5 (705 Km), para as bandas 1, 2, 3, 4, 5 e 7. Para a banda 6, essa radiância representa a energia emitida por cada pixel. A obtenção da radiância de cada banda é feita segundo a equação de Markham and Baker (1987):

$$L_{\lambda i} = a_i + \left(\frac{b_i - a_i}{255}\right) ND,$$

onde $L_{\lambda i}$ é radiância espectral monocromática, a e b são as radiâncias espectrais mínimas e máximas ( $Wm^{-2}sr^{-1}\mu m^{-1}$ ) conforme a tabela 1, ND é a intensidade do pixel (número digital – número inteiro de 0 a 255) e i corresponde as bandas (1, 2, 3, 4, 5, 6 e 7) do satélite Landsat 5.

Para as imagens do Landsat 8, a conversão de níveis de cinza da imagem para radiância foi feita usando os fatores de redimensionamento fornecidos no arquivo de metadados da imagem, conforme a equação (USGS, 2014):

$$L_\lambda = M_L \cdot Q_{cal} + A_{L},$$

onde:

$L_\lambda$ = radiância espectral no topo da atmosfera;

$M_L$ = Fator de redimensionamento multiplicativo específico da banda;

$A_L$ = Fator de redimensionamento aditivo específico da banda;

$Q_{cal}$= Valores de pixel de produto padrão (DN) quantizados e calibrados.

### *2.4.2 Reflectância monocromática*

Para as imagens do Landsat 5, o cômputo da reflectância monocromática de cada banda ($\rho_{\lambda i}$), definida como sendo a razão entre o fluxo de radiação solar refletida e o fluxo de radiação solar incidente que é obtida segundo a equação (ALLEN *et al*., 2002):

$$\rho_{\lambda i} = \frac{\pi . L_{\lambda i}}{k_{\lambda i} . \cos Z . d_r},$$

onde $L_{\lambda i}$ é a radiância espectral de cada banda, $K_{\lambda i}$ é a irradiância solar espectral de cada banda no topo da atmosfera ($Wm^{-2}$ $\mu m^{-1}$, Tabela 1), Z é o ângulo zenital solar (que pode ser obtido no próprio catálogo de imagens do INPE) e é o quadrado da razão entre a distância média Terra-Sol ($r_o$) e a distância Terra-Sol (r) em dado dia do ano (DSA), que de acordo com Iqbal (1983), é dado por:

$$d_r = 1 + 0{,}033 \cos(DSA.2\pi / 365),$$

onde DSA representa o dia sequencial do ano e o argumento da função *cos* está em radianos. O valor médio anual de $d_r$ é igual a 1,00 e o mesmo varia entre 0,97 e 1,03, aproximadamente. Quando a área de estudo tem pequena, ou mesmo, declividade nula, o cosseno do ângulo de incidência da radiação solar é simplesmente obtido a partir do ângulo de elevação do Sol – E, que se encontra no cabeçalho da imagem landsat, ou seja:

$$\cos z = \cos(\frac{\pi}{2} - E) = sen(E),$$

em que o argumento do cosseno está em radiano.

Para as imagens do Landsat 8, a conversão de níveis de cinza da imagem para refletância foi feita usando coeficientes de reescalonamento fornecidos no arquivo de metadados na imagem ,utilizando a equação, conforme USGS (2014):

$$\rho_{\lambda}' = M_{\rho} . Q_{cal} + A_{\rho}$$

Onde:

$\rho_{\lambda}'$= reflectância planetária no topo da atmosfera, sem correção para o ângulo solar;

$M\rho$ = fator multiplicativo de conversão específico para cada banda espectral;

$A\rho$ = fator aditivo ;

$Q_{cal}$= Valores de pixel de produto padrão (DN) quantizados e calibrados.

A reflectância planetária no topo da atmosfera com uma correção para o ângulo do sol é obtida pela equação:

$$\rho\lambda = \frac{\rho\lambda'}{\cos(\theta_{SZ})} = \frac{\rho\lambda'}{\mathrm{sen}(\theta_{SE})}$$

Onde:

$\rho\lambda$ = reflectância planetária TOA;

$\theta_{SE}$ = ângulo local de elevação do sol. O ângulo de elevação do sol do centro da cena em graus é fornecido nos metadados;

$\theta_{SZ}$ = Ângulo do zênite solar local, $\theta_{SZ} = 90° - \theta_{SE}$.

### 2.4.3 Albedo no Topo da Atmosfera

Para o Landsat 5, o cômputo do albedo planetário ($\alpha_{toa}$), isto é, o albedo não ajustado a transmissividade atmosférica, foi obtida pela combinação linear das reflectâncias monocromáticas, representadas na equação abaixo:

$$\alpha_{toa} = 0{,}293\rho_1 + 0{,}274\rho_2 + 0{,}233\rho_3 + 0{,}157\rho_4 + 0{,}033\rho_5 + 0{,}011\rho_7$$

onde $p_1, p_2, p_3, p_4, p_5$ e $p_7$ são os albedos planetários das bandas 1, 2, 3, 4, 5 e 7. Os coeficientes de proporcionalidade da refletância para cada banda (ou peso de cada banda) correspondem ao valor da irradiância solar monocromática – $I_{sol,b}$ de dada banda (Tabela 1) pela somatória das irradiâncias de todas as bandas - $\Sigma I_{sol,b}$, ou seja: peso da banda b = $I_{sol,b} / \Sigma I_{sol,b}$.

Para o Landsat 8, o albedo no topo da atmosfera, foi obtido combinação linear das refletâncias espectrais $\rho_{\lambda,b}$, com seu respectivos pesos $\bar{\omega}_{\lambda,b}$ ,estabelecido para cada banda, pela equação:

$$\alpha_{toa} = (\varpi_2 * \rho_{\lambda,2}) + (\varpi 3 * \rho_{\lambda,3}) + (\varpi_4 * \rho_{\lambda,4}) + (\varpi_5 * \rho_{\lambda,5}) + (\varpi_6 * \rho_{\lambda,6}) + (\varpi_7 * \rho_{\lambda,7})$$

Em que cada peso é obtido pela razão entre a constante solar específica da banda($ESUN_{\lambda,b)}$ e a somatória de todas as constantes, conforme a equação:

$$\varpi_{\lambda,b} = \frac{ESUN_{\lambda,b}}{\sum ESUN_{\lambda,b}}$$

Apresentados na **tabela 4.**

| Bandas | Banda 2 | Banda 3 | Banda 4 | Banda 5 | Banda 6 | Banda 7 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| $\bar{\omega}_n$ | 0,300 | 0,277 | 0,233 | 0,143 | 0,036 | 0,012 |
| $ESUN_{\lambda,b}$ | 2011,3 | 1853 | 1532,8 | 956,4 | 237,8 | 80,2 |

Tabela 4. Coeficientes dos pesos ($\bar{\omega}$n) para o cálculo do albedo planetário através do uso de imagens Landsat 8.

Fonte: Silva et al., (2016).

### 2.4.4 Albedo da Superfície

Nesta etapa obtém-se o cômputo do albedo da superfície ou albedo corrigido para os efeitos atmosféricos α, pela equação:

$$\alpha = \frac{\alpha_{toa} - \alpha_p}{\tau_{sw}^{\ 2}}$$

onde $\alpha_{toa}$ é o albedo planetário, $\alpha_p$ é a reflectância da própria atmosfera, que varia entre 0,025 e 0,04, mas para o modelo SEBAL tem sido recomendado o valor de 0,03, com base em Bastiaanssen (2000) e $\tau_{sw}$ é a transmissividade atmosférica que para condições de céu claro, pode ser obtida por (Allen *et al.,* 2002):

$$\tau_{sw} = 0{,}75 + 2.10^{-5}\, z$$

onde z é a altitude de cada pixel (m). Se o usuário já dispuser de um Modelo Digital de Elevação (DEM) da sua área de interesse, o mesmo poderá calcular a transmissividade de cada pixel, o que é recomendado para áreas com topografia muito acentuada.

### 2.4.5 Índices de Vegetação: NDVI, SAVI e IAF

O Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI), é obtido através da razão entre a diferença das refletividades do Infravermelho (IV) próximo ($p_{IV}$) e do vermelho ($p_V$), pela soma das mesmas:

$$NDVI = \frac{\rho_{IV} - \rho_V}{\rho_{IV} + \rho_V}$$

Para o cálculo do Índice de Vegetação Ajustado para os Efeitos do Solo (SAVI) que é um índice que busca amenizar os efeitos do "background" do solo, tem sido utilizada a expressão (HUETE, 1988):

$$SAVI = \frac{(1 + L)(\rho_{IV} - \rho_V)}{(L + \rho_{IV} + \rho_V)}$$

onde o fator L é uma função do tipo de solo. Em estudo recente, utilizamos L = 0,1, embora o seu valor mais frequente seja L = 0,5 (HUETE &WARRICK, 1990; ACCIOLY *et al*., 2002; BOEGH *et al.,* 2002).

O Índice de Área Foliar (IAF) é definido pela razão entre a área foliar de toda a vegetação por unidade de área utilizada por essa vegetação. O IAF é um indicador da biomassa de cada pixel da imagem e o mesmo foi computado pela seguinte equação empírica obtida por Allen *et al.* (2002):

$$IAF = -\frac{\ln\left(\dfrac{0{,}69 - SAVI}{0{,}59}\right)}{0{,}91}$$

### *2.4.6 Emissividades*

Para a obtenção da temperatura da superfície, é utilizada a equação de Planck invertida, válida para um corpo negro. Como cada pixel não emite radiação eletromagnética como um corpo negro, há a necessidade de introduzir a emissividade de cada pixel no domínio espectral da banda termal $\varepsilon_{NB}$, qual seja: 10,4 – 12,5 µm. Por sua vez, quando do cômputo da radiação de onda longa emitida por cada pixel, há de ser considerada a emissividade no domínio da banda larga $\varepsilon_0$ (5 – 100 µm). Segundo Allen *et al,* (2002), as emissividades $\varepsilon_{NB}$ e $\varepsilon_0$ podem ser obtidas, para NDVI > 0 e IAF < 3, segundo:

$$\varepsilon_{NB} = 0{,}97 + 0{,}0033.IAF$$

$$\varepsilon_0 = 0{,}95 + 0{,}01.IAF$$

Para pixels com IAF≥3, $\varepsilon_{NB} = \varepsilon_0 = 0{,}98$ e para corpos de água (NDVI < 0) $\varepsilon_{NB} = 0{,}99$ e $\varepsilon_0 = 0{,}985$, conforme recomendações de Allen *et al.* (2002).

### *2.4.7 Temperatura da Superfície*

Para o Landsat 5, a obtenção da temperatura da superfície ($T_s$) foi utilizada a radiância espectral da banda termal $L_{\lambda,6}$ e a emissividade $\varepsilon_{NB}$ obtida na etapa anterior. Dessa forma, obtém-se a temperatura da superfície (K) pela seguinte expressão:

$$T_s = \frac{K_2}{\ln\left(\frac{\varepsilon_{NB} K_1}{L_{\lambda,6}} + 1\right)}$$

onde $K_1 = 607{,}76\ Wm^{-2}sr^{-1}\mu m^{-1}$ e $K_2 = 1260{,}56K$ são constantes de calibração da banda termal do Landsat5 (ALLEN *et al*., 2002).

Para o Landsat 8, a obtenção da temperatura da superfície ($T_s$) foi utilizada a radiância espectral da banda termal $L_{\lambda,10}$, usando as constantes térmicas fornecidas no arquivo de metadados, pela equação (USGS, 2014):

$$Ts = \frac{K2}{ln(\frac{k1}{L_\lambda})+1}$$

Onde:

$T_s$= temperatura da superfície;

$L_\lambda$ = Radiância espectral no topo da atmosfera;

$K_1$= Constante de conversão térmica específica da banda dos metadados;

$K_2$= Constante de conversão térmica específica da banda dos

## 2.5 Tratamentos dos dados

Após a obtenção dos resultados, foram feitas análises estatísticas descritiva e o desvio padrão. Foram calculados média, mínimo, máximo e desvio padrão entre os pixels para cada ano estudado na bacia, utilizando a formula do desvio padrão populacional. Para a análise da dinâmica espaço temporal foi calculado o desvio padrão, entre os pixel na mesma posição geográfica, utilizando a formula do desvio padrão amostral, para calcular o desvio padrão entre os pixels nos 6 anos estudados.

# 3 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

## 3.1 Índices de vegetação (NDVI, SAVI E IAF) em uma micro bacia do Rio Purus, Amazonas

Os resultados das análises estatísticas do Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI) são apresentados em relação aos anos entre 2006 e 2017 (Tabela 5), com maior média do NDVI foi para o ano de 2010, com valor médio de 0,354 e a menor média do NDVI foi para o ano de 2017 que obteve valor de 0,276. Média pouco maior (0,42), que a média do ano de 2010, foi encontrada para o NDVI, na Bacia do Rio Bacanga, São Luís (MA), em estudos de Mapeamento e comparação entre índices de vegetação utilizando imagem OLI/Landsat 8, segundo Silva *et al.* (2016).

Com relação aos valores de máximo e mínimo do NDVI, apresentou-se valores muito baixos, de – 0,975 e – 0,960, para os valores mínimos, dos anos de 2008 e 2010 respectivamente. A imagem do ano de 2010, apresentou o maior valor de máximo (0,847) e a imagem do ano de 2017 foi a que apresentou o menor valor de máximo (0,767). Com relação aos valores mínimos de NDVI, os valores próximos de -1, indicam a incidência de áreas com presença de água, ocorrência de lagos, rios ou áreas parcialmente inundadas. Os valores de máximo de NDVI representam a ocorrência de vegetação mais densa, com maior vigor de desenvolvimento vegetal, corroborando com Silva *et al.* (2005), que encontrou valores de - 0,30 e - 0,33 para lagos e valores de 0,75 e 0,78 para áreas com vegetação irrigada, para imagens dos anos de 2000 e 2001 respectivamente, em estudos sobre o balanço de radiação em áreas irrigadas utilizando imagens landsat 5 – TM, em áreas situadas nos estados de Pernambuco e Bahia.

O resultado do desvio padrão do NDVI apresentou altos valores, variando entre 0,278 para a imagem do ano de 2017 e 0,358 para o ano de 2010. Esses altos valores de desvio padrão, podem ser explicados pelos diferentes tipos de ambientes na bacia, como florestas, vegetações menos densas, rios, lagos e área antropizadas. Paiva *et al.* (2016), estudando análise dos efeitos do déficit hídrico na resposta temporal do índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) no estado do Amazonas, conclui que a variação do NDVI, está relacionado diretamente com as variações na disponibilidade hídrica da região, tendo

influência nas condições fenológicas da vegetação.

| Estatística | Anos | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | 2006 | 2008 | 2010 | 2011 | 2015 | 2017 |
| **Mínimo:** | -0,656 | -0,975 | -0,960 | -0,768 | -0,442 | -0,295 |
| **Máximo:** | 0,802 | 0,823 | 0,847 | 0,81 | 0,826 | 0,767 |
| **Média:** | 0,351 | 0,339 | 0,354 | 0,321 | 0,285 | 0,276 |
| **Desvio Padrão:** | 0,291 | 0,317 | 0,358 | 0,336 | 0,307 | 0,278 |

Tabela 5. Estatística descritiva do Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI) para a bacia do Rio Puruzinho.

A representação dos valores de NDVI (Figura 3) para os anos de 2006, 2008, 2010, 2011, 2015 e 2017foram apresentadas na forma de intervalos, divididas em cinco classes, a saber: com valores menores que zero representados pela cor vermelha; entre 0 e 0,25 pela cor alaranjada; entre 0,25 e 0,50 pela cor amarela; entre 0,50 e 0,70 pela cor verde claro; e valores de NDVI maior que 0,70 são representados pela cor verde escuro.

A classe representada no mapa com a cor vermelha, representa ambientes com presença de corpos hídricos, a cor alaranjada representa o ambiente de solo exposto, ambientes com predominância de gramíneas e vegetações rasteiras são representadas pela cor amarela, o verde claro representa a ocorrência de vegetação menos densa e a vegetação mais densa é representada pela cor verde escura, corroborando com Silva *et al.* (2016), que encontrou resultados semelhantes. Há uma predominância na ocorrência da classe representada pela cor verde clara, para os anos 2006, 2008, 2011 e 2017, revelando uma predominância na ocorrência de vegetação menos densa para esses anos, por outro lado para os anos de 2010 e 2015, a cor predominante foi o verde escuro, evidenciando a ocorrência da vegetação em um estado mais denso.

Os resultados das análises estatísticas do Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (SAVI) entre os anos de 2006 a 2017 são apresentados (Tabela 6), com média para os valores de SAVI variando entre o maior valor de 0,314 referente ao ano de 2010 e o menor valor referente ao ano de 2017. Comportamento parecido aconteceu com o NDVI, onde a maior e a menor média foi para os anos de 2010 e 2017, respectivamente.

Observa-se para os valores de mínimo e máximo do SAVI, que temos para todos os anos estudados valores negativos de mínimo, sendo a imagem do ano de 2008 que apresentou o menor valor (- 0,471) e para a imagem do ano de 2017 temos o menor valor de mínimo (-0,168). Nos resultados de máximo temos o maior valor (0,748) para a imagem do ano de 2015 e o menor valor (0,694) de máximo para a imagem do ano de 2017.

Por sua vez, o desvio padrão para o SAVI, teve comportamento parecido com o NDVI,

com o registro de altos valores de desvio padrão, podem ser esclarecidos variabilidade de ambientes distintos na bacia do Rio Puruzinho. O maior valor de desvio padrão (0,269) aconteceu para a imagem do ano de 2010 e o menor valor de desvio padrão (0,233) aconteceu para a imagem do ano de 2017.

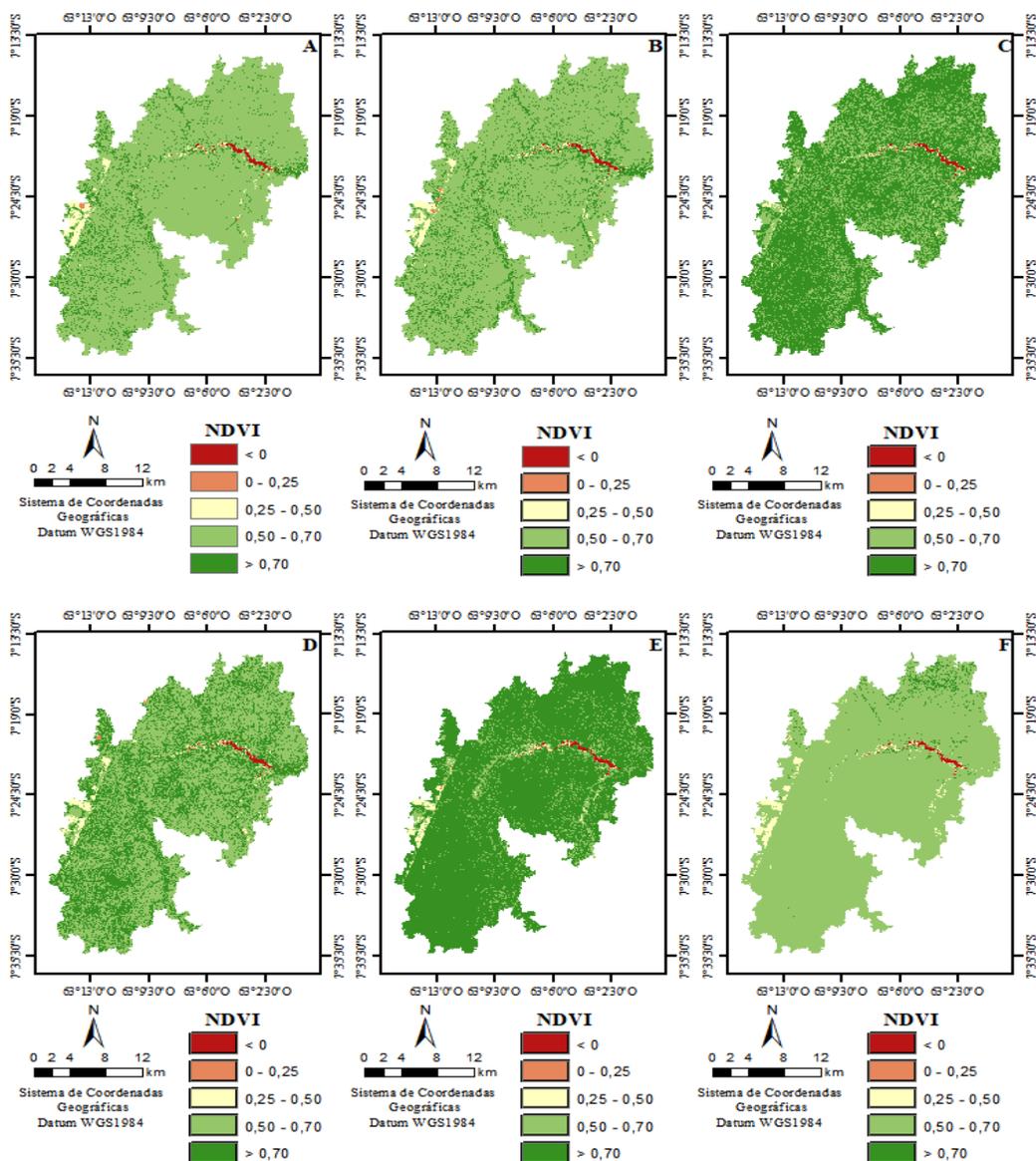



Figura 3. Distribuição espacial do NDVI, para os anos de 2006 (A), 2008 (B), 2010 (C), 2011(D), 2015(E) e 2017 (F), na bacia do Rio Puruzinho.

| Estatística | Anos | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | 2006 | 2008 | 2010 | 2011 | 2015 | 2017 |
| Mínimo: | -0,294 | -0,471 | -0,356 | -0,375 | -0,204 | -0,168 |
| Máximo: | 0,702 | 0,706 | 0,736 | 0,708 | 0,748 | 0,694 |
| Média: | 0,298 | 0,294 | 0,314 | 0,286 | 0,309 | 0,275 |
| Desvio Padrão: | 0,236 | 0,245 | 0,269 | 0,258 | 0,246 | 0,233 |

Tabela 6. Estatística descritiva do Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (SAVI) para a bacia do Rio Puruzinho.

Para a distribuição espacial do SAVI, na bacia do rio Puruzinho, em todos os anos estudados temos a representação ilustrada (Figura 4). A apresentação dos valores do SAVI é feita por intervalos, separadas em cinco classes, numa rampa de cores que vai do vermelho ao verde. O primeiro intervalo **é** ilustrado pela cor vermelha, representado os valores de SAVI menores que zero, entre 0 – 0,3 são representados pela cor alaranjada, para o intervalo entre 0,3– 0,5 a cor amarela foi a utilizada para a representação, no intervalo entre 0,5 – 0,6 a cor definida para a ilustração foi o verde claro, os valores maior que 0,6 de SAVI são representados pela cor verde escuro.

Os valores de SAVI representados pela cor vermelha, representam ambientes com presença de **á**gua, assim como os valores representadas na cor alaranjada representam áreas com solo exposto. Leite *et al.* (2017), estudando a análise temporal dos índices de vegetação NDVI e SAVI na estação experimental de Itatinga utilizando imagens Landsat 8, encontraram valor de SAVI de 0,24 para solo exposto, resultado semelhante ao encontrado por este trabalho. Assim, valores de SAVI de 0,49 foram encontradas para vegetação ripária, comparados com os resultados de trabalho representados pela cor amarela, considerados como vegetação rasteira, gramíneas ou pastagem.

Os resultados das análises estatísticas do Índice de Área Foliar (IAF) entre os anos de 2006 e 2017 são apresentados (tabela 7), com a maior média encontrada para o IAF referente a imagem do ano de 2015, com valor de 2,414 e a menor foi para a imagem do ano de 2008, com valor de 0,841. No que se refere aos valores de mínimo para o IAF, temos o maior valor de mínimo (- 0,677) para a imagem do ano de 2008 e o menor valor de mínimo (- 0,375) para a imagem do ano de 2017. Para os resultados de máximo, temos para a imagem do ano de 2015, 12,523 como maior valor de máximo e para a imagem do ano de 2017 temos o menor valor de máximo, sendo 4,535.

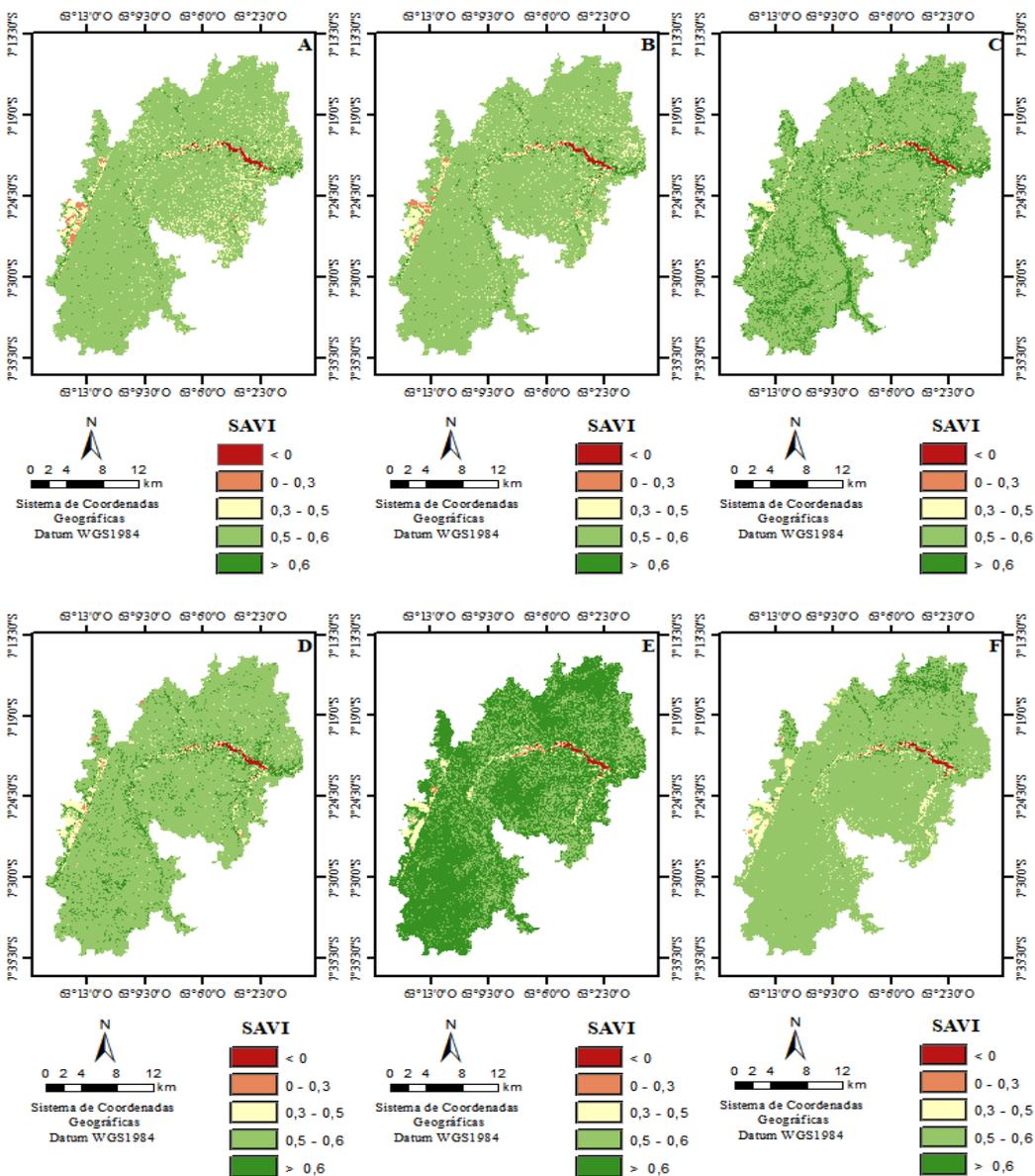



Figura 4. Distribuição espacial do SAVI, para os anos de 2006 (A), 2008 (B), 2010 (C), 2011(D), 2015(E) e 2017 (F), na bacia do Rio Puruzinho.

Os valores do desvio padrão do IAF obtiveram uma alta variação, alternando entre o maior de desvio padrão para a imagem do ano de 2015, com valor de 1,709, e o menor valor para a imagem do ano de 2006, com valor de 0,836.

| Estatística | Anos | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | 2006 | 2008 | 2010 | 2011 | 2015 | 2017 |
| **Mínimo:** | -0,511 | -0,677 | -0,572 | -0,590 | -0,416 | -0,375 |
| **Máximo:** | 8,08 | 4,838 | 9,400 | 9,357 | 12,523 | 4,535 |
| **Média:** | 0,859 | 0,841 | 1,055 | 0,875 | 2,414 | 1,285 |
| **Desvio Padrão:** | 0,836 | 0,837 | 1,055 | 0,946 | 1,709 | 0,950 |

Tabela 7. Estatística descritiva do Índice de Área Foliar (IAF) para a bacia do Rio Puruzinho.

A distribuição espacial do IAF, entre os anos de 2006 e 2017 (figura 5), ilustrando a os valores em intervalos, divididas em cinco classes, representadas por cores que vão do vermelho ao verde escuro. A primeira classe é apresentada pela cor vermelha, que representa os valores menores que zero, entre 0 – 1,0 pela cor alaranjada, entre 1,0 – 1,5 pela cor amarela, entre 1,5 – 2,0 pela cor verde clara e os valores maiores que 2 são representados pela cor verde escuro.

As áreas simbolizadas pela cor vermelha, representam áreas de rio e/ou lagos, áreas representadas pela cor alaranjada, simbolizam a ocorrência de solo exposto, ou áreas com altas características de degradação ambiental, a classe representada pela cor amarela, são áreas onde a predominância de vegetação menos densa ou gramíneas. Áreas com predominância de vegetação arbustiva são sinalizadas no mapa temático pela cor verde claro e a cor verde escuro é utilizada para representação ocorrência de vegetação mais densa ou arbórea, resultados semelhantes foram encontrados por Silva *et al.* (2016). Todos os anos analisados na bacia apresentação tem uma predominância pela classe representada pela cor amarela e verde clara, evidenciando uma maior ocorrência de vegetação rasteira/ arbustiva, uma vegetação menos densa, exceto o ano de 2015, onde há um domínio na ocorrência das cores verde claro e verde escuro, indicando uma maior densidade na vegetação para aquele ano.

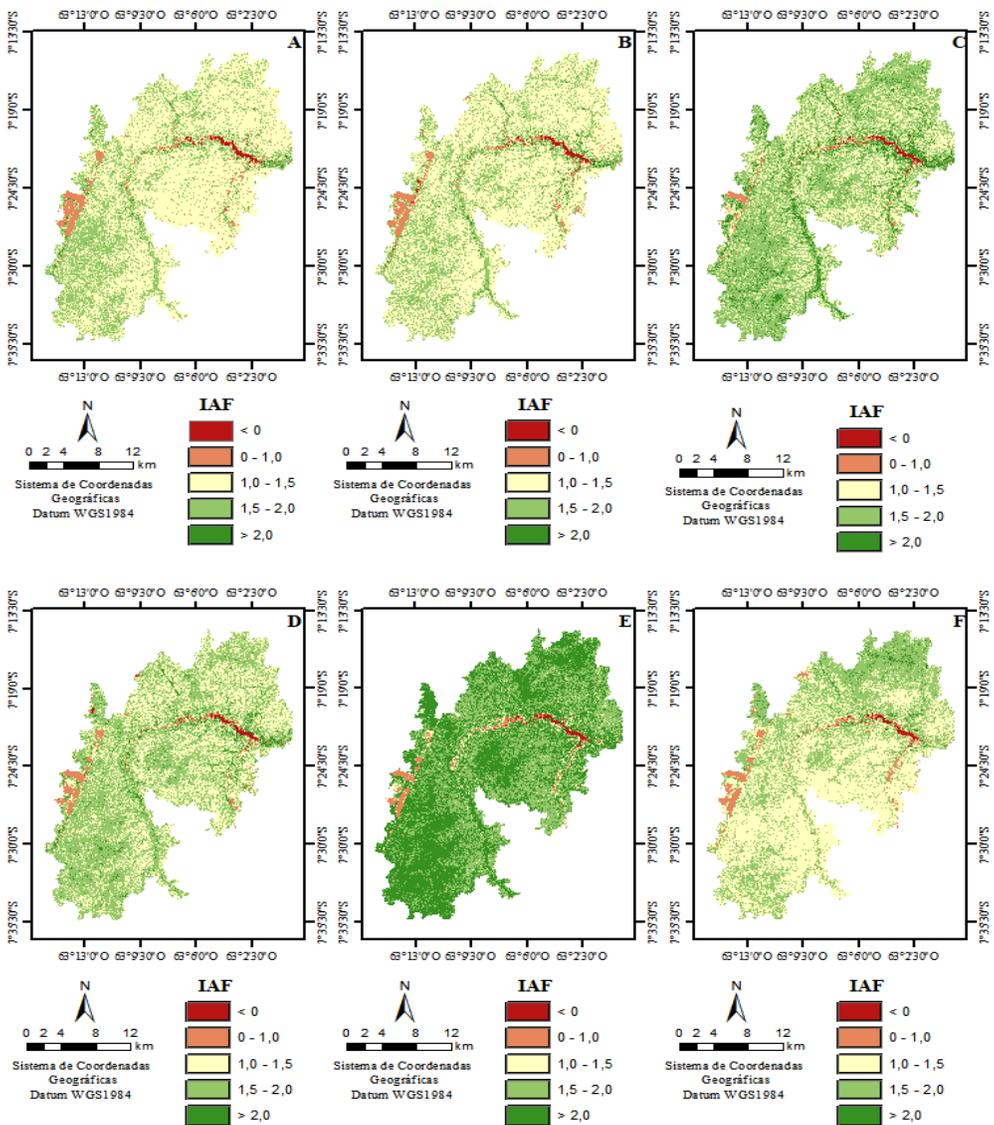



Figura 5. Distribuição espacial do IAF, para os anos de 2006 (A), 2008 (B), 2010 (C), 2011(D), 2015(E) e 2017 (F), na bacia do Rio Puruzinho.

## 3.2 Albedo e temperatura da superfície em uma micro bacia do Rio Purus, Amazonas

Os resultados de albedo de todos os anos estudados na bacia do rio Puruzinho, foram submetidos a análise estatística e os resultados são apresentados (tabela 8). Com relação a média o maior valor foi (0,180) observado para a imagem do ano de 2017 e a menor média (0,137) para o albedo foi encontrada para a imagem do ano de 2010.

Sobre os valores de ocorrência dos valores de máximo do albedo, a maior observação foi encontrada para a imagem do ano de 2006, com valor de 0,314, e o menor valor de máximo foi observado para a imagem do ano de 2015, com valor máximo de 0,277. Para os resultados de mínimo, o maior valor de mínimo, foi para a imagem do ano de 2017, com valor de 0,088 e o menor valor foi para a imagem do ano de 2010, com valor de 0,031.

No que se refere aos resultados de desvio padrão do albedo, se obteve como maior valor de desvio padrão para a imagem do ano de 2006, com valor de 0,067, e o menor valor de desvio para a imagem do ano de 2017, com valor de 0,053.

Gomes *et al.* (2017), estudando temperatura da superfície e albedo região de ilha solteira nos anos de 2010 e 2011, registraram resultados semelhantes aos encontrados acimas, com média para o albedo de 0,015, valores de mínimo entre 0,020 e 0,037 e o desvio padrão de 0,032 e 0,034, ressaltando a associação dos valores de albedo com as características da superfície analisadas e os fatores climáticos para os dias observados.

| **Estatística** | **Anos** | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | **2006** | **2008** | **2010** | **2011** | **2015** | **2017** |
| **Mínimo:** | 0,048 | 0,043 | 0,031 | 0,039 | 0,036 | 0,088 |
| **Máximo:** | 0,314 | 0,291 | 0,295 | 0,287 | 0,277 | 0,283 |
| **Média:** | 0,160 | 0,150 | 0,137 | 0,145 | 0,150 | 0,180 |
| **Desvio Padrão:** | 0,067 | 0,063 | 0,063 | 0,060 | 0,065 | 0,053 |

Tabela 8. Estatística descritiva do Albedo para a bacia do Rio Puruzinho.

A distribuição espacial do albedo, entre os anos de 2006 e 2017 é apresentada (figura 6). A ilustração da variação espacial é feita pela atribuição de cores a intervalos de ocorrência dos valores de albedo, estes divididos em cinco. O primeiro intervalo é representado pela cor verde escuro, e ilustra no mapa temático os valores de albedo menores que 0,11. O intervalo entre 0,11 – 0,13 é representado pela cor verde claro, para o intervalo entre 0,13 – 0,15 a cor utilizada foi a amarela, o intervalo entre 0,15 – 0,18 é simbolizado pela cor alaranjada e os valores de albedo maiores que 0,18 são representados pela cor vermelha.

As cores verde escuro e claro, são as que predominam a bacia do rio Puruzinho, para os anos de 2006, 2008, 2010 e 2011, representando valores até 0,13 para o albedo. O tom mais escuro representa áreas com menores valores de albedo, até 0,11, Lopes & Valeriano, (2007), encontraram valores entre 0,02 e 0,10 de albedo para represas em furnas, no Vale do Rio Paraíba do Sul, corroborando com os resultados encontrados por Fausto *et al,* (2016), que encontrou valores de 0,05 de albedo para superfícies de corpos d'agua e com Silva *et al.* (2005) que obteve valores de 0,08 e 0,09 de albedo em lagos. Para

o tom mais claro de verde, temos valores que representam áreas com vegetação, Querino *et al.* (2006) encontrou valores simulares para floresta (0,13), estudando o albedo na região Amazônica. Para os anos de 2015 e 2017 a maior ocorrência na bacia é representada pelas cores verde clara e amarela para 2015 e alaranjado e vermelho para 2017.

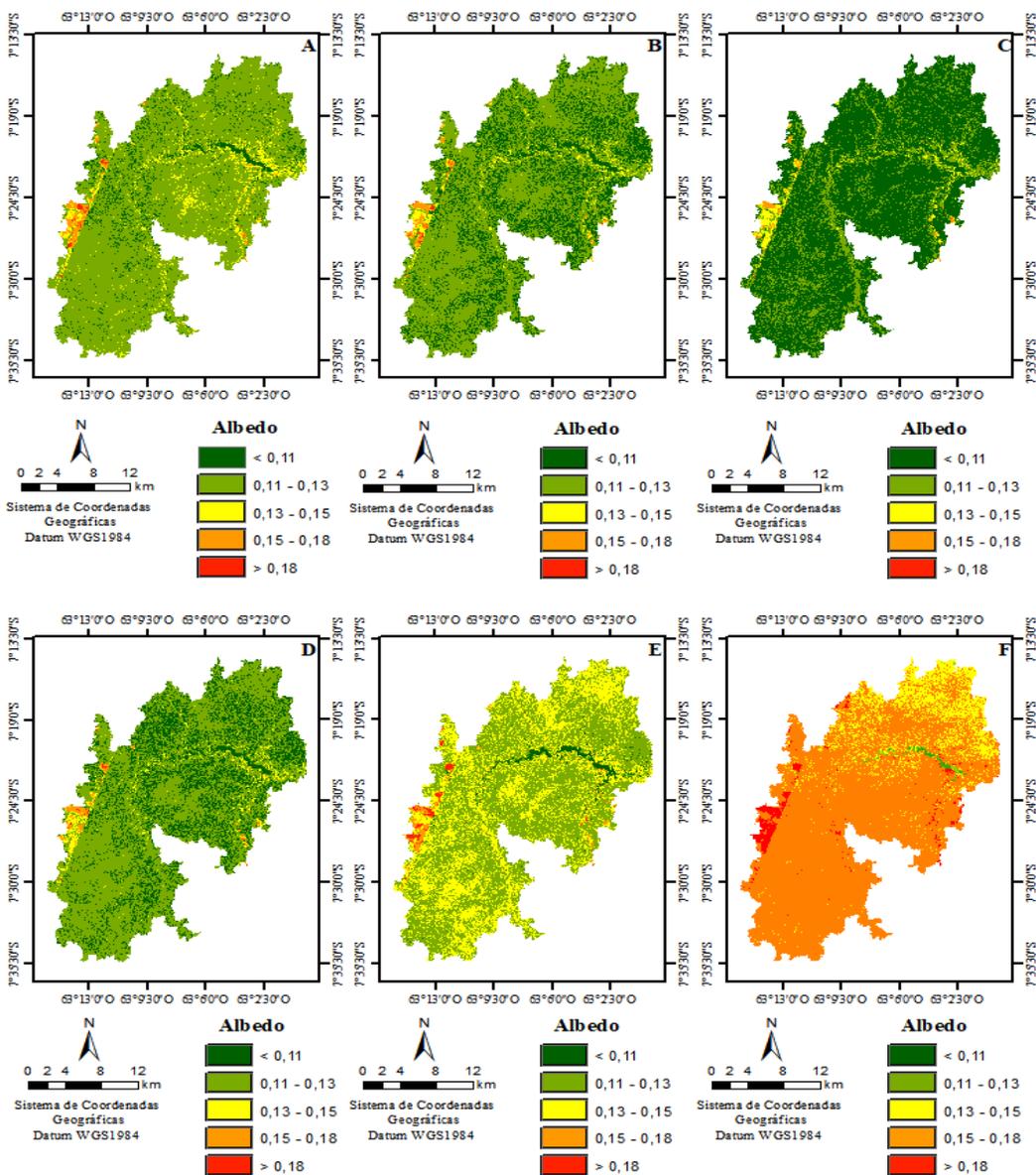



Figura 6. Distribuição espacial do albedo, para os anos de 2006 (A), 2008 (B), 2010 (C), 2011(D), 2015(E) e 2017 (F), na bacia do Rio Puruzinho.

Os resultados das análises estatísticas da temperatura da superfície, entre os anos de 2006 e 2017 são apresentados (tabela 9), com maior média para o valor de 29,54° C no ano de 2015 e a menor média encontrada, o valor de 21,75 °C, para a imagem do ano de 2008. Para os valores de máximo para a temperatura da superfície, o maior valor registrado foi para a imagem do ano de 2011, com temperatura da superfície de 37,90 °C e o menor valor foi para a imagem do ano de 2008, com temperatura da superfície de 28,16 °C. No que se refere ao valor de mínimo, o maior valor observado foi para a imagem do ano de 2015, com temperatura de 25,20 °C e o menor valor foi para a imagem do ano de 2008, com temperatura da superfície de 16,08 °C. Com relação aos resultados do desvio padrão da temperatura da superfície, o maior desvio padrão ocorreu para a imagem do ano de 2017, com valor de desvio de 3,55, a imagem do ano de 2010, foi a que obteve o menor valor de desvio padrão.

Gomes *et al.* (2017), Observou para temperatura mínima valor de 18°C, máximo de 34°C, média de 24,5**° C** e desvio padrão de 2,2, valores semelhantes aos encontrados neste trabalho. A temperatura da superfície está relacionado com a característica do ambiente na superfície, áreas antropizadas, desmatadas ou com baixa vegetação ocasionam áreas com temperaturas mais altas, temperaturas de 23,7 °C para áreas desmatadas, 25,1 °C para campos naturais, 28,7 °C para áreas urbanas e 20,8 °C para ares de florestas densas foram observados por Tartari *et al.* (2015).

| **Estatística** | Anos | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | **2006** | **2008** | **2010** | **2011** | **2015** | **2017** |
| **Mínimo:** | 20,94 | 16,08 | 18,25 | 20,50 | 25,20 | 20,34 |
| **Máximo:** | 32,78 | 28,16 | 28,9 | 37,90 | 34,07 | 35,16 |
| **Média:** | 26,43 | 21,75 | 22,27 | 25,59 | 29,54 | 26,17 |
| **Desvio Padrão:** | 2,56 | 3,06 | 2,08 | 2,88 | 2,51 | 3,55 |

Tabela 9. Estatística descritiva da temperatura da superfície para a bacia do Rio Puruzinho.

A distribuição espacial dos resultados para temperatura da superfície, entre os anos de 2006 e 2017, são apresentados apresentadas (figura 7). A representação da disposição ao longo da superfície, foi feita utilizando cores variando do verde ao vermelho, representando cinco intervalos de ocorrência espacial da temperatura da superfície. Para as temperaturas menores que 21 °C, a cor utilizada para ser simbolizada no mapa temático, foi a cor verde escura, entre 21 °C – 23 °C, representada pela cor verde claro, entre o intervalo de 23 °C – 25 °C, a cor amarela, entre as temperaturas de 25 °C -27 °C, a cor alaranjada, paras as temperaturas maiores que 27 °C, a cor vermelha foi utilizada para a representação no mapa temático.

A temperatura da superfície, teve para os anos 2008 e 2010, uma predominância de valore entre 21°C e 23° C, e valores menores que 21 ° C, exceto para algumas regiões

que tiveram valores acima disso. Para os anos de 2015 e 2017, há uma predominância da ocorrência da temperatura da superfície da cor alaranjada e amarela, representando as temperaturas com valores entre 23°C e 27°C. Pavão *et al.* (2015), encontrou altos valores para temperatura da superfície, na região de Humaitá-AM, em ambientes de áreas modificadas.

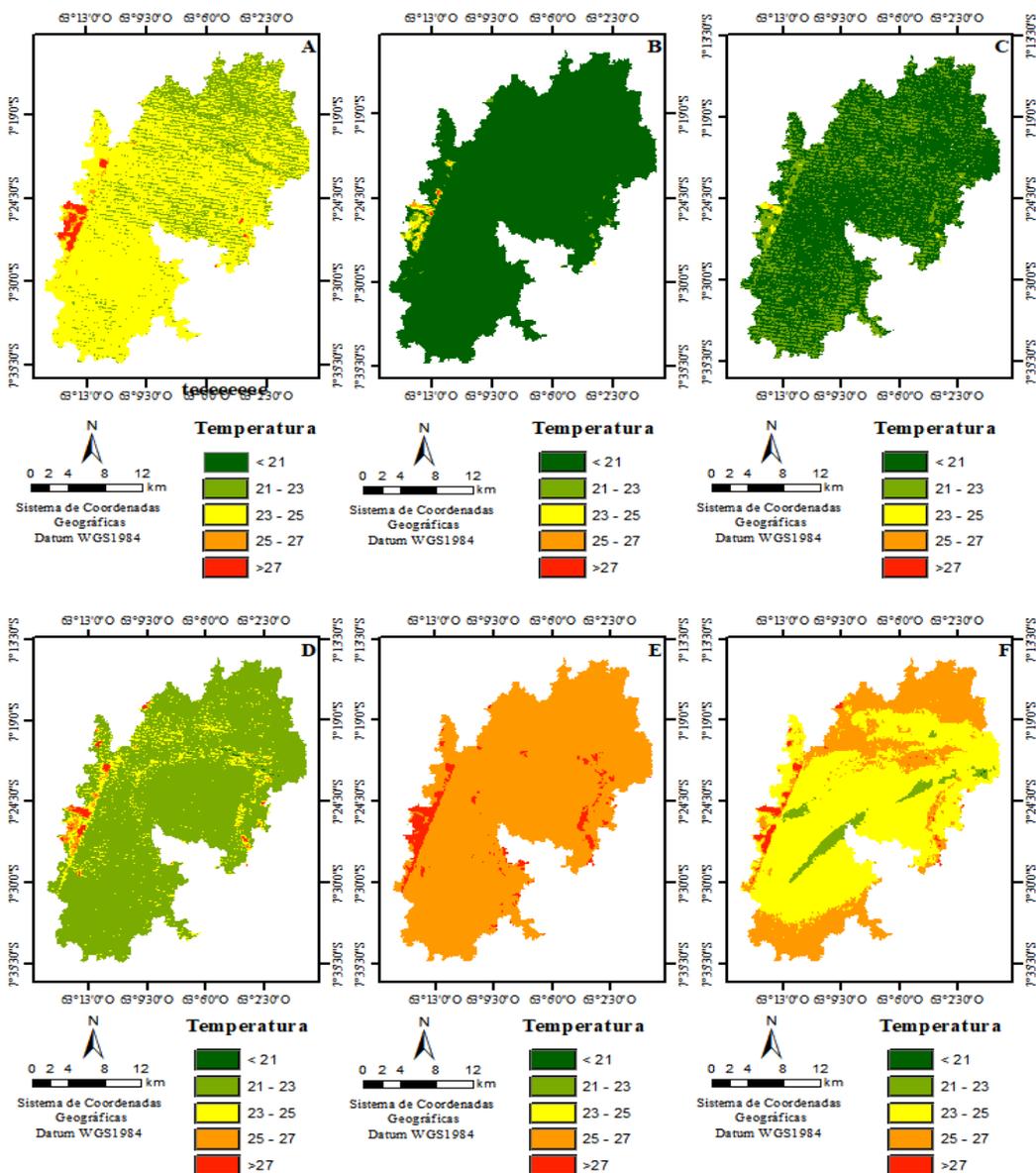



Figura 7. Distribuição espacial da temperatura da superfície para a bacia do Rio Puruzinho.

### 3.3 Dinâmica espaço temporal das variáveis biofísica em uma microbacia do Rio Purus, Amazonas

A representação da distribuição espaço temporal do desvio padrão médio dos anos estudados para o NDVI é apresentada (figura 8). A distribuição do desvio padrão médio foi representada no mapa temático por cores variando entre o verde e o vermelho, divididos em 5 intervalos, onde a cor verde escuro representa os desvios padrão menores que 0,02, entre o desvio 0,02 – 0,04 a cor verde claro, entre 0,04 – 0,06 a cor amarela, entre 0,06 – 0,08 a cor alaranjada e para os desvios padrão maiores que 0,08 a cor vermelha.

Os maiores valores de desvio padrão, representados no mapa pela cor vermelha, mostram onde houve maior alteração dos valores de NDVI ao longo dos anos estudados. Na região central do mapa, há uma grande variação do NDVI, sendo atribuída a variação sazonal da profundidade do lago, situado nessa região. Na parte oeste da bacia, ao longo da Br 319, temos outra região de grande variação do NDVI, área próximas a rodovia são áreas antropizadas ou que em estão em processo de antropização, o que justifica essa grande variação. Segundo Santos *et al.* (2015), o NDVI também é influenciado pela disponibilidade hídrica do ambiente, assim justificando a variação ao longo dos anos.

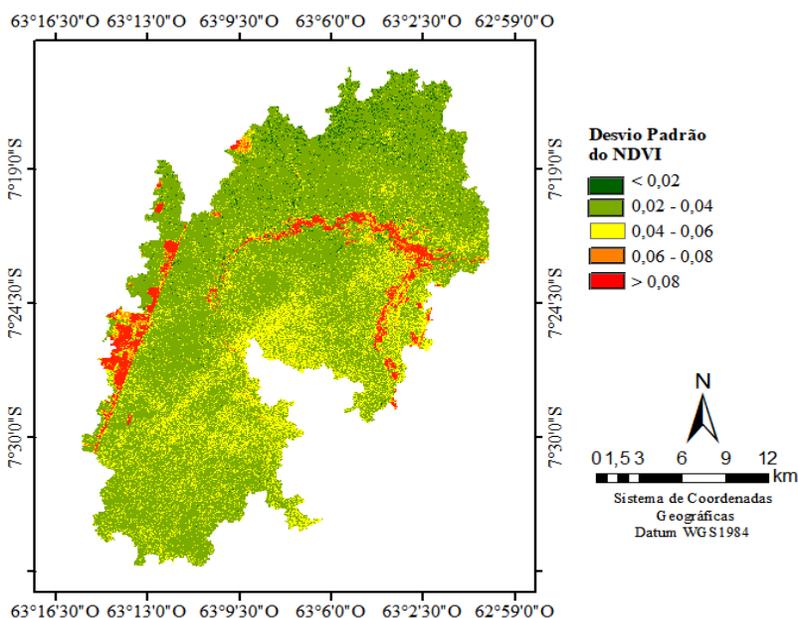



Figura 8. Distribuição espaço temporal do desvio padrão médio para o NDVI, na bacia do rio Puruzinho.

A distribuição espaço temporal do desvio padrão médio dos anos estudados para o SAVI, na bacia do rio Puruzinho é apresentada (figura 9). A representação da distribuição espaço temporal do desvio padrão médio do SAVI foi feita em cinco intervalos, atribuindo cores para a simbolização no mapa temático, onde a cor verde escuro representa os

valores menores que 0,02, entre 0,02 – 0,04 representado pela cor verde claro, entre 0,04 – 0,06 pela cor amarela, entre 0,06 – 0,08 pela cor alaranjada e os valores maiores que 0,08 pela cor vermelha. Os maiores valores de desvio padrão do SAVI são representados pela cor vermelha, demostrando assim áreas onde é possível identificar áreas que estão mais degradadas, evidenciando a condição de solo exposto.

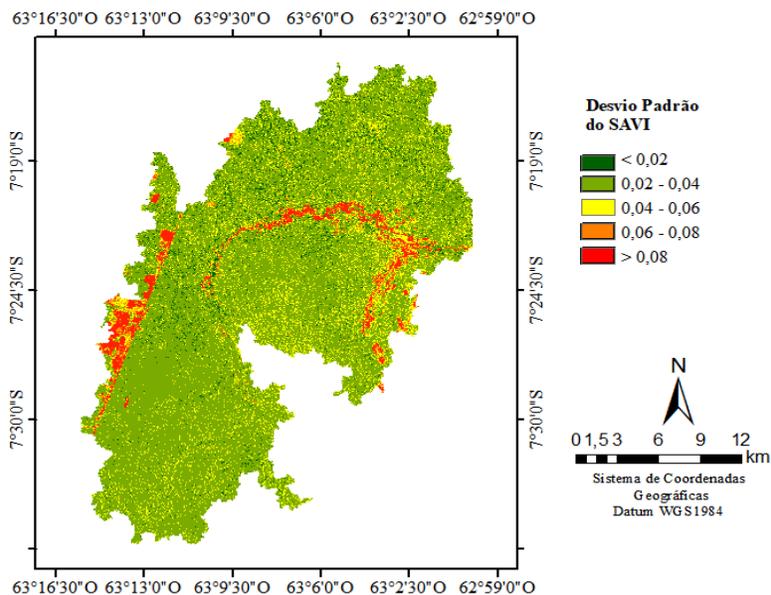



Figura 9. Distribuição espaço temporal do desvio padrão médio para o SAVI, na bacia do rio Puruzinho.

A distribuição espaço temporal do desvio padrão médio dos anos estudados para o IAF, na bacia do rio Puruzinho é apresentada (figura 10). A representação da distribuição espaço temporal do desvio padrão médio do IAF foi feita em cinco intervalos, simbolizados por cores, onde a cor verde escuro representa os valores maiores que 0,2, entre 0,2 – 0,35 pela cor verde claro, entre 0,35 – 0,5 pela cor amarela, entre 0,5 – 0,65 pela cor alaranjada, os valores maiores que 0,65 pela cor vermelha. Com relação ao desvio do IAF, observa-se pelo mapa que não ouve grandes alterações, exceto em alguns pontos próximos a rodovia e nas adjacentes dos lagos.

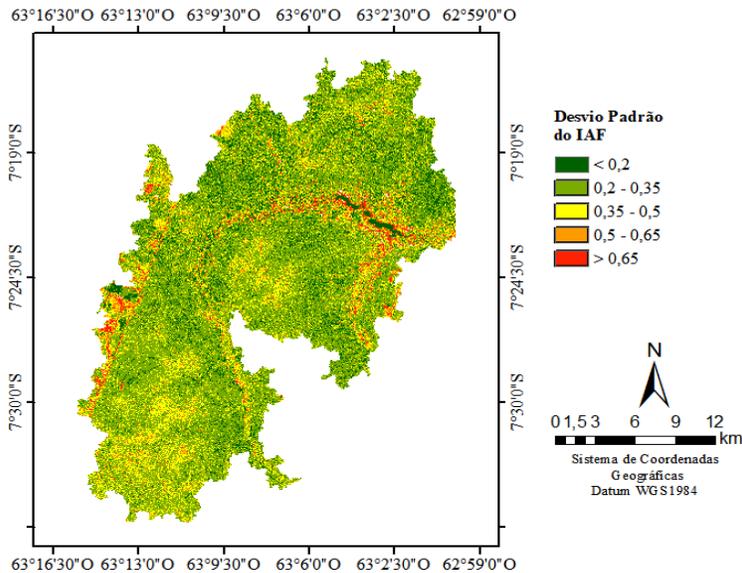



Figura 10. Distribuição espaço temporal do desvio padrão médio para o IAF, na bacia do rio Puruzinho.

A distribuição espaço temporal do desvio padrão médio dos anos estudados para o albedo, na bacia do rio Puruzinho é apresentada (figura 11). A distribuição do desvio padrão médio foi representada no mapa temático atribuindo cores aos intervalos de ocorrência, estes divididos em cinco. A cor verde escuro representa os valores menores que 0,013, entre 0,013 – 0,017 pela cor verde claro, entre 0,017 – 0,021 pela cor amarela, entre 0,021 – 0,025 pela cor alaranjada, os valores maiores que 0,025 são representados pela cor vermelha. As maiores variações de albedo são representadas pela cor vermelha, assim como para os indicies biofísicos, o albedo apresentou maiores variações nas mesma regiões que os índices, Pereira *et al.* (2007), dizem que a vegetação densa e sua distribuição, influenciam no albedo.

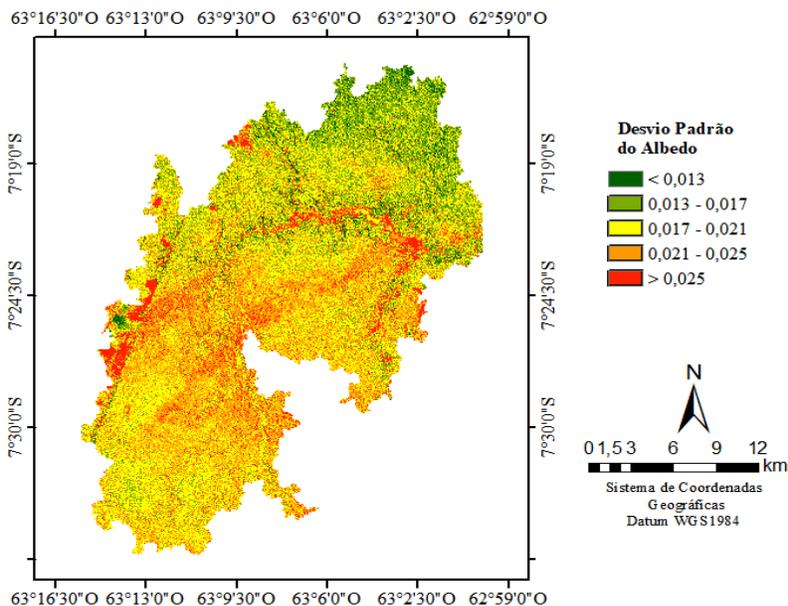



Figura 11. Distribuição espaço temporal do desvio padrão médio para o albedo, na bacia do rio Puruzinho.

A distribuição espaço temporal do desvio padrão médio dos anos estudados para temperatura da superfície, na bacia do rio Puruzinho é apresentada (figura 12). Para a representação da distribuição espaço temporal do desvio padrão médio da temperatura da superfície, os valores foram divididos em cinco intervalos e simbolizados por cores, na qual a cor verde escuro representa os valores maiores que 2,5, entre 2,5 – 2,7 pela cor verde claro, entre 2,7 – 2,9 pela cor amarela, entre 2,9 – 3,1 pela cor alaranjada, os valores maiores que 3,1 pela cor vermelha. Há uma grande variação da temperatura ao longo dos anos estudados, as menores variações são simbolizadas pela cor verde, que ocorrem em minoria no mapa temático. As maiores modificações do desvio padrão da temperatura da superfície são ilustradas no mapa pelas cores alaranjada e vermelha.

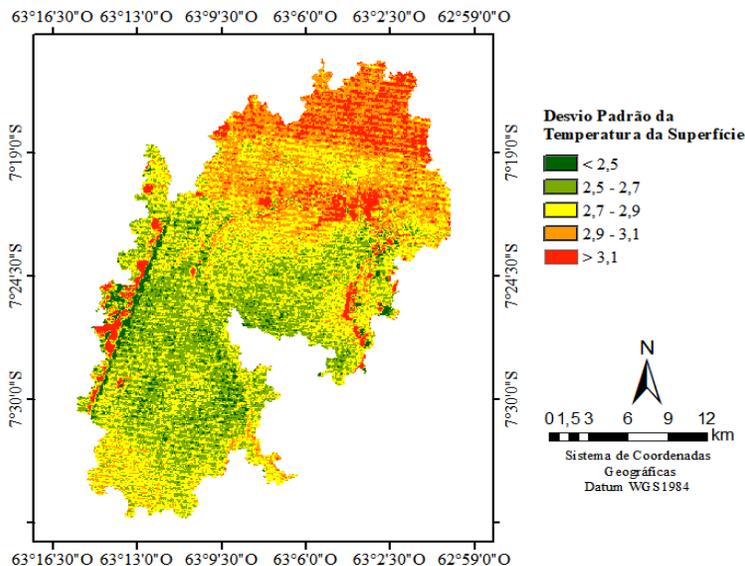



Figura 12. Distribuição espaço temporal do desvio padrão médio para a temperatura da superfície, na bacia do rio Puruzinho.

## 4 I CONCLUSÕES

Os índices biofísicos exibiram padrão inverso entre as áreas de floresta densa e áreas antropizadas. Demonstrando os maiores valores de NDVI para floresta e os menores pra áreas de solo exposto ou vegetação rasteira.

As variações anuais do NDVI, SAVI, podem ter sido influenciadas pelas variação climática anual, tendo em vista que a forte influência dos fatores climáticos na ocorrência dos mesmos.

O albedo e a temperatura foram maiores e apresentaram maiores variações em áreas sem ou com pouca vegetação, onde houve retirada da vegetação primaria.

A utilização dos índices biofísicos, combinados com técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento, mostraram- se ferramenta imprescindível no monitoramento e detecção de áreas com transformações ambientais com uso de imagens de satélite para extensas áreas.

## REFERÊNCIAS

ACCIOLY, L. J., PACHECO, A., COSTA, T. C. C., LOPES, O. F., OLIVEIRA, M. A. J. Relações empíricas entre a estrutura da vegetação e dados do sensor TM/Landsat. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 6, n. 3, p. 492-498. Campina Grande, PB, DEAg/UFCG, 2002.

ALLEN, R. G., TASUMI, M. and TREZZA, R. SEBAL (Surface Energy Balance Algorithms for Land) Advanced Training and Users Manual – Idaho Implementation, version 1.0, 97 p., 2002.

ALMEIDA, C. A. Estimativa da área e do tempo de permanência da vegetação secundária na Amazônia legal por meio de imagens LANDSAT/TM. 2008. 129 p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2008.

ALVES FAUSTO, M., PERES ANGELINI, L., OLIVEIRA MARQUES, H., SILVA FILHO, A., GOMES MACHADO, N., & SACARDI BIUDES, M. Impacto da alteração do uso do solo no saldo de radiação no Cerrado do sul de Mato Grosso. Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science, v. 11, n. 2, 2016.

BASTIAANSSEN, W. G. M. SEBAL – based sensible and latent heat fluxes in the irrigated Gediz Basin, Turkey. Journal of Hydrology, v. 229, p. 87-100, 2000.

BECERRA, J. A. B.; SHIMABUKURO, Y. E.; ALVALÁ, R. C. S. Relação do padrão sazonal da vegetação com a precipitação na região de cerrado da Amazônia legal, usando índices espectrais de vegetação. Revista Brasileira de Meteorologia, v.24, n.2, 125-134, 2009.

BEZERRA, M. V. C.; SILVA, B. B. DA; BEZERRA, B. B. Avaliação dos efeitos atmosféricos no albedo e NDVI obtidos com imagens de satélite. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.15, p.709-717, 2011.

BOEGH, E., SOEGAARD, H., THOMSEN, A. Evaluating evapotranspiration rates and surface conditions using Landsat TM to estimateatmospheric resistance and surface resistance. Remote Sensing of Environment 79:329-343, 2002.

BOSCH, J.M.; HEWLETT, J.D. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. Journal of Hydrology, v. 55, p. 3-23, 1982.

BROWN, A.E.; ZHANGB, L.; MCMAHONC, T.A.; WESTERNC, A.W.; VERTESSYB, R.A. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. Journal of Hydrology, v. 310, p. 28-61, 2005

CARDILLE, J. A.; FOLEY, J. A. Agricultural land-use change in Brazilian Amazon between 1980 and 1995: evidence from integrated satellite and census data. Remote Sensing of Environment, v. 87, n. 4, p. 551 -562, 2003.

CARREIRAS, J. M. B.; PEREIRA, J. M. C. SPOT-4 VEGETATION multi-temporal compositing for land cover change studies over tropical regions. International Journal of Remote Sensing, v. 26, n.7, p. 1323-1346, 2005.

CARREIRAS, J. M. B.; PEREIRA, J. M. C.; CAMPAGNOLO, M. L.; SHIMABUKURO, Y. E. Assessing the extent of agriculture/pasture and secondary succession forest in the Brazilian Legal Amazon using SPOT VEGETATION data. Remote Sensing of Environment, v. 101, n. 3, p. 283-298, 2006.

CHANDER, G. MARKHAM, B. Revised Landsat-5 TM Radiometric Calibration Procedures and Postcalibration Dynamic Ranges. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, v, 41, n. 11, 2003.

CUNHA, J.E. de B.L.; RUFINO, I.A.A.; SILVA, B.B. da; CHAVES, I. de B. Dinâmica da cobertura vegetal para a Bacia de São João do Rio do Peixe, PB, utilizando-se sensoriamento remoto. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.16, p.539-548, 2012.

FARR, T. G.; ROSEN, P. A.; CARO, E.; CRIPPEN, R.; DUREN, R.; HENSLEY, S. et al.,The Shuttle Radar Topography Mission. Reviews of Geophysics, v. 45, p. RG2004, 2007.

FEARNSIDE, P. M. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. Acta Amazônica, v. 36, n.3, 2006.

FONTANA, D. C. Índice de Vegetação como indicador de respostas das plantas às condições meteorológicas. In: Anais do XII Congresso Brasileiro de Agrometeorologia, Aracajú, 2007.

FONTANA, D. C.; BERLATO, M. A; BERGAMASCHI, H. Relação entre o Índice de Vegetação global e Condições Hídricas no Rio Grande do Sul. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v. 33, n. 8, 1399 -1405, 1998.

GIONGO, P. R.; MOURA, G. B. DE A.; SILVA, B. B. DA; ROCHA, H. R. DA; MEDEIROS, S. R. R. DE; NAZARENO, A. C. Albedo à superfície a partir de imagens Landsat 5 em áreas de cana-de-açúcar e cerrado. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.14, p.279-287, 2010.

GOMES, H. B., CAVALCANTE, L. B., SILVA JUNIOR, R. S. D., & SANTOS, M. N. D. TEMPERATURA DA SUPERFÍCIE E ALBEDO NA REGIÃO DE ILHA SOLTEIRA, SÃO PAULO. Mercator (Fortaleza), v. 16, 2017.

GONG, D., SHI, P. Northern hemispheric NDVI variations associated with large-scale climate indices in spring. International Journal of Remote Sensing, v. 24, n. 12, 2003. p. 2559-2566.

GURGEL, H.C.; FERREIRA, N. J.; LUIZ, A. J. B. Estudo da variabilidade do NDVI sobre o Brasil utilizando-se a análise de agrupamentos. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.7, n.1, p.85-90, 2003.

HUETE, A. R. Adjusting Vegetation Indices for Soil Influences. International Agrophysics. 4(4): 367-376, 1988.

HUETE, A. R. and WARRICK, A. W., 1990. Assessment of Vegetation and Soil Water Regimes in Partial Canopies with Optical Remotely Sensed Data. Remote Sensing of Environment. 32: 155-167, 1990.

IQBAL. M. An Introduction to Solar Radiation. Lbrary of Congress Cataloging in Publication data, Academic Press Canadian. 1983.

JACÓBSEN, L.O.; FONTANA, D.C.; SHIMABUKURO, Y.E. Efeitos associados a El Niño e La Niña na vegetação do Estado do Rio Grande do Sul observados através do NDVI/NOAA. Revista Brasileira de Meteorologia, v.19, n.2, p.129-140, 2004.

JIN, S.; SADER, S. A. MODIS time-series imagery for forest disturbance detection and quantification of patch size effects. Remote Sensing of Environment, v. 99, n. 4, p. 462-470, 2005.

KINTISCH E. (2007) Improved Monitoring of Rainforests Helps Pierce Haze of deforestation. Science, 316, 536-537.

LEITE, A. P., SANTOS, G. R., & SANTOS, J. É. O. Análise temporal dos índices de vegetação NDVI e SAVI na Estação Experimental de Itatinga utilizando imagens Landsat 8. Revista Brasileira de Energias Renováveis, v. 6, n. 4, 2017.

LILLESAND, T., R.W. Kieffer, and J. Chipman. 2007. Remote Sensing and Image Interpretation. 6th ed., John Wiley and Sons, New York, US

LIU, W.T.H. Aplicação de Sensoriamento Remoto. 1 ed. Campo Grande. Uniderp, 2007. p. 621-839.

LOPES, H. L.; CANDEIAS, A. L. B.; ACCIOLY, L. J. O.; SOBRAL, M. DO C. M.; PACHECO, A. P. Parâmetros biofísicos na detecção de mudanças na cobertura e uso do solo em bacias hidrográfias. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.14, p.1210-1219, 2010.

LOPES, P., & VALERIANO, D. Validação do albedo da superfície terrestre obtido dos dados do sensor MODIS em regiões montanhosas. XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Florianópolis, Brasil, Anais. p. 2805-2812, 2007.

MARKHAM, B. L. and BARKER, L. L. Thematic mapper bandpass solar exo atmospherical irradiances, Int. Journal of Remote Sensing, v. 8, n. 3 p. 517-523, 1987.

MATALLO JÚNIOR, H. Indicadores de desertificação: histórico e perspectiva. Brasília: UNESCO, 2001.

MORAES, E.C. Fundamentos de sensoriamento remoto. Instituto nacional de pesquisas espaciais-INPE, 2002.

OBT. Coordenação-Geral de Observação da Terra. Projeto PRODES - Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite, 2017. < http://www.obt.inpe.br/prodes/index.php> Acesso em 19 maio 2017.

OLIVEIRA, L. M. M. DE; MONTENEGRO, S. M. G. L.; ANTONINO, A. C. D.; SILVA, B. B. DA; MACHADO, C. C. C.; GALVÍNCIO, J. D. Análise quantitativa de parâmetros biofísicos de bacia hidrográfica obtidos por sensoriamento remoto. Revista Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.47, p.1209-1217, 2012.

P. J. SELLERS. Canopy reflectance, photosynthesis and transpiration. International Journal of Remote Sensing 1985, vol. 6, no.8, 1335-1372

PAIVA, C. M., DA SILVA GONÇALVES DE JESUS, A., BORGES FRANÇA, G., & TEMPONI OLIVEIRA, L. M. Análise dos Efeitos do Déficit Hídrico na Resposta Temporal do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) no Estado do Amazonas. Ciência e Natura, v. 38, n. 2, 2016.

PAVÃO, V. M., QUERINO, C., BENEDITTI, C., PAVÃO, L. L., QUERINO, J., MACHADO, N. G., & BIUDES, M. S. Temperatura e albedo da superfície por imagens TM Landsat 5 em diferentes usos do solo no sudoeste da Amazônia brasileira. Revista Brasileira de Climatologia, v. 16, p. 169-183, 2015.

PEREIRA, G., MORAES, E. C., ARAI, E., & DE OLIVEIRA, L. G. L. Estudo preliminar da estimativa da reflectância e albedo de microssistemas pantaneiros a partir de imagens de satélite. Revista Brasileira de Cartografia, v. 59, n. 1, 2007.

QUERINO, C. A. S., MOURA, M. A. L., LYRA, R. D. F., & MARIANO, G. L. Avaliação e comparação de radiação solar global e albedo com ângulo zenital na região Amazônica. Revista Brasileira de Meteorologia, v. 21, n. 3a, p. 42-49, 2006.

RISSO, J.; RIZZI, R.; EPIPHANIO, R. D. V.; RUDORFF, B. F. T.; FORMAGGIO, A. R.; SHIMABUKURO, Y.; FERNANDES, S. L. Potencialidade dos índices de vegetação EVI e NDVI dos produtos MODIS na separabilidade espectral de áreas de soja. In: XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2009, Natal, RN.

ROUSE, J.W.;HAAS, R.H.;SCHELL,J.A.;DEERING,D.W.,1973. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. Third Symposium of ERTS, Greenbelt, Maryland, USA. NASA SP-351, V1:309-317.

SAHIN, V.; HALL, M.J. The effects of afforestation and deforestation on water yields. Journal of Hydrology, v. 178, p. 293-309, 1996.

SANTOS, J. E. O., NICOLETE, D. A. P., FILGUEIRAS, R., LEDA, V. C., & ZIMBACK, C. R. L. Imagens do Landsat-8 no mapeamento de superfícies em área irrigada. IRRIGA, v. 1, n. 2, p. 30, 2018.

SILVA, B. B., LOPES, G. M., & DE AZEVEDO, P. V. Balanço de radiação em áreas irrigadas utilizando imagens Landsat 5-TM. Revista Brasileira de Meteorologia, v. 20, n. 2, p. 243-252, 2005.

SILVA, J. S., DA SILVA, R. M., & SILVA, A. M. Mudanças do Uso e Ocupação do Solo e Degradação Eco-Ambiental Usando Imagens Orbitais: O Estudo de Caso da Bacia do Rio Bacanga, São Luís (MA) (Land Use/Cover Change and Environmental Degradation Based on Orbital Images: A Case Study of Bacanga River). Revista Brasileira de Geografia Física, v. 9, n. 1, p. 265-279, 2016.

SOUZA FILHO, P. W. M.; PARADELLA, W. R.; SOUZA JR., C.; VALERIANO, D. M.; MIRANDA, F. P. Sensoriamento Remoto e Recursos Naturais da Amazônia. Revista Ciência e Cultura, v. 58, n. 3, 2006.

TARTARI, R., GOMES MACHADO, N., RODRIGUES DOS ANJOS, M., DA CUNHA, J. M., RALF DE MUSIS, C., DE SOUZA NOGUEIRA, J., & SACARDI BIUDES, M. Análise de índices biofísicos a partir de imagens TM Landsat 5 em paisagem heterogênea no Sudoeste da Amazônia. Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science, v. 10, n. 4, 2015.

TEIXEIRA, A. H. DE C.; BASTIAANSSEN, W. G. M. AHMAD, M. D.; BOS, M. G. REVIEWING SEBAL input parameters for assessing evapotranspiration and water productivity for the LowMiddle São Francisco River basin, Brazil Part B: Application to the large scale. Agricultual and Forest Meteorology, v.149, p.477-490, 2009.

USGS. United States Geological Service. Provisional Landsa 8 surface reflectances product. 2017. Disponível:em:<https://landsat.usgs.gov/sites/default/files/documents/Landsat8DataUsersHandbook.pdf>. Acesso em 19 maio 2017.

WAGNER, A. P. L. Dinâmica Temporal de Índices de Vegetação no Pampa do Rio Grande do Sul e Uruguai e suas Relações com os Elementos Meteorológicos Regionais. 2013. 160f.. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Centro Estadual de Pesquisas em Sensoriamento Remoto e Meteorologia, Porto Alegre, 2013.

WANG, J.; RICH, P. M.; PRICE, K. P. Temporal responses of NDVI to precipitation and temperature in the central Great Plains, USA. International Journal of Remote Sensing, v. 24, n. 11, p. 2345–2364, 2003.

WATSON, D.J. Comparative physiological studies on growth of fields crops. I – Variation in net assimilation rate and leaf area between species and varieties, and within and between years. Annals of Botany, London, v.11,p.41-76, 1947.

YUAN, F.; ROY, S. S., Analysis of the Relationship Between NDVI and Climate Variables in Minnesota Using Geographically Weighted Regression and Spatial Interpolation. ASPRS 2007 Annual Conference. Tampa, Florida. 2007.

# CAPÍTULO 2

# ATRIBUTOS FÍSICOS, CARBONO ORGÂNICO E DIMENSÃO FRACTAL DA TEXTURA EM SOLOS SOB AMBIENTES NATURAIS E ANTROPIZADOS NA REGIÃO SUL DO AMAZONAS

*Data de aceite: 10/03/2022*

*Data de submissão: 03/03/2022*

**Elilson Gomes de Brito Filho**
Graduando em Agronomia - Universidade Federal da Paraíba
bfsambiente@gmail.com

**José Cezar Frozzi**
Mestre em Ciências Ambientais- Universidade Federal do Amazonas jcfrozzi@gmail.com

**José Maurício da Cunha**
Doutor em Física Ambiental - Universidade Federal do Amazonas
maujmc@gmail.com

**Milton César Costa Campos**
Doutor em Ciência do Solo – Universidade Federal da Paraíba
mcesarsolos@gmail.com

**Anderson Cristian Bergamin**
Doutor em Ciência do Solo – Universidade Federal de Rondônia
andersonbergamin@hotmail.com

**Wildson Benedito Mendes Brito**
Mestre em Agronomia- Universidade Federal do Amazonas

**Uilson Franciscon**
Mestre em Ciências Ambientais- Universidade Federal do Amazonas
uilsonfranciscon@gmail.com

**Douglas Marcelo Pinheiro da Silva**
Doutor em Horticulta - Universidade Federal do Amazonas
dougllasmarcelo@gmail.com

**Alan Ferreira Leite de Lima**
Mestre em Agronomia- Universidade Federal do Amazonas
ala_leite@hotmail.com

**RESUMO:** As transformações de ambientes amazônicos naturais em sistemas de produção, relacionados principalmente a agropecuária, que é considerada a atividade antrópica mais frequente na região, podem provocar alterações significativas nos atributos físicos e carbono orgânico do solo. O desenvolvimento adequado das plantas depende basicamente da qualidade do solo, a qual tem relação direta com os seus atributos. O objetivo deste estudo foi avaliar os atributos físicos, carbono orgânico e dimensão fractal da textura do solo em ambientes naturais e em usos antrópicos localizados no município de Humaitá, Amazonas. Utilizaram-se nove ambientes, entre eles pastagem, agrofloresta, mandioca, açaí, reflorestamento e florestas nativas (1, 2, 3 e 4), servindo como ambientes naturais fiéis para os ambientes em uso. Foram coletadas amostras em quatro pontos por ambiente, em três profundidades (0,00-0,05 m; 0,05-0,10 m; 0,10-0,20 m), totalizando 108 amostras. Para as análises físicas de textura (areia, silte e argila) e estabilidade de agregados foram coletados blocos de solo com estrutura preservada, sendo os resultados expressos em diâmetro médio geométrico, diâmetro médio ponderado e porcentagem de agregados (>2 mm; 2-1 mm; <1

mm), além da análise química de carbono orgânico e determinação da dimensão fractal. Para as análises físicas de resistência do solo à penetração, umidade gravimétrica do solo, densidade do solo, macroporosidade, microporosidade e porosidade total foram coletadas 108 amostras preservadas em cilindros volumétricos, em duplicata. Os diferentes usos antrópicos provocam alterações significativas na textura e estrutura dos solos em ambientes naturais. O ambiente com agrofloresta apresenta-se com os maiores ganhos de carbono orgânico, matéria orgânica e estoque de carbono até 0,10 m de profundidade e com reflorestamento a maior perda até 0,20 m de profundidade, em comparação aos seus ambientes naturais. A melhoria estrutural dos solos possui estrita relação com aumento do carbono orgânico. A dimensão fractal da textura do solo aumenta conforme o avanço em profundidade nos ambientes considerados do estudo. O ambiente com o maior valor médio de dimensão fractal é floresta nativa 3 (2,912) e com o menor valor médio é agrofloresta (2,740). O carbono orgânico tem correlação positiva com silte, diâmetro médio geométrico, diâmetro médio ponderado e agregados >2 mm, e negativa com densidade do solo e argila. A dimensão fractal da textura do solo possui correlação positiva com argila e negativa com silte. Os ambientes com floresta nativa 2 e mandioca caracterizam-se pelos maiores valores de umidade gravimétrica do solo, macroporosidade porosidade total, enquanto que reflorestamento pelos maiores valores de densidade do solo e resistência do solo à penetração. Os ambientes com floresta nativa 1, pastagem e agrofloresta caracterizam-se pelos maiores valores de carbono orgânico, silte, diâmetro médio geométrico, diâmetro médio ponderado e agregados >2 mm, enquanto floresta nativa 3, floresta nativa 4 e açaí são caracterizados pelos maiores valores de dimensão fractal da textura, argila e agregados menores. A estatística multivariada promove melhor entendimento que a estatística univariada.

**PALAVRAS-CHAVE:** estrutura do solo; estabilidade de agregados; ambientes amazônicos; estoque de carbono.

**ABSTRACT:** The transformations of natural Amazonian environments in production systems, mainly related to agriculture, which is considered the most frequent anthropic activity in the region, can cause significant alterations in the physical attributes and organic carbon of the soil. The proper development of the plants depends basically on the quality of the soil, which is directly related to its attributes. The objective of this study was to evaluate the physical attributes, organic carbon and fractal dimension of soil texture in natural environments and anthropic uses located in the municipality of Humaitá, Amazonas. Nine environments were used, including pasture, agroforestry, cassava, açaí, reforestation and native forests (1, 2, 3 and 4) serving as reliable natural environments for the environments in use. Samples were collected, at four points per environment, in three depths (0.00-0.05 m, 0.05-0.10 m, 0.10-0.20 m), totaling 108 samples. For the physical analysis of texture (sand, silt and clay) and stability of aggregates it was collected soil blocks with preserved structure, the results being expressed in geometric mean diameter, weighted mean diameter and percentage of aggregates (>2 mm, 2-1 mm, <1 mm), in addition to the chemical analysis of organic carbon and fractal dimension determination. For the physical analysis of soil resistance to penetration, soil gravimetric

moisture, soil density, macroporosity, microporosity and total porosity it was collected 108 samples preserved in volumetric cylinders, in duplicate. The different anthropic uses provoke significant alterations in the texture and structure of the soils in natural environments. The agroforestry environment presents the highest organic carbon, organic matter and carbon stock gains up to 0.10 m depth and with reforestation the greatest loss up to 0.20 m depth, compared to its natural environments. Soil structural improvement is closely related to organic carbon increase. Fractal dimension of soil texture increases according to the advance in depth at the environments in the considered study. The environment with the highest mean fractal dimension of soil texture value is native forest 3 (2.912) and with the lowest mean value is agroforestry (2,740). Organic carbon has a positive correlation with silt, geometric mean diameter, weighted mean diameter and aggregates >2 mm, and negative with soil gravimetric density and clay. Fractal dimension of soil texture has positive correlation with clay and negative with silt. The environments with native forest 2 and cassava are characterized by higher values of soil gravimetric moisture, macroporosity and total porosity, whereas reforestation by the highest values of soil gravimetric density and soil resistance to penetration. The native forest 1, pasture and agroforestry environments are characterized by the highest values of organic carbon, silt, geometric mean diameter, weighted mean diameter and aggregates >2 mm, while native forest 3, native forest 4 and açaí are characterized by higher values of fractal dimension of texture, clay and smaller aggregates. Multivariate statistics promote better understanding than univariate statistics.
**KEYWORDS:** soil structure; stability of aggregates; Amazonian environments; carbon stock.

## 1 | INTRODUÇÃO

A região Amazônica está situada na parte norte da América do Sul, com cerca de 6 milhões de km$^2$ (VALE JÚNIOR et al., 2011), possui a maior floresta tropical do mundo, sendo o maior reservatório de biodiversidade do planeta e onde ainda persistem ambientes naturais. Integrante da região Amazônica, a região Sul do Amazonas ocupa cerca de 474.021 km$^2$ do total de sua área, equivalente a 30% do estado do Amazonas. Dentre os municípios que integram a região Sul do Amazonas, Humaitá recebe destaque por ser o município onde ocorre o entroncamento entre as BR 230 e BR 319, servindo de apoio para viajantes de diversas regiões do país e do exterior.

Até meados da década de 60, a exploração dos recursos amazônicos era de forma extrativista. Entretanto, posteriormente, a exploração se intensificou para integrar a região ao processo produtivo e econômico do país. A pecuária, uma das atividades econômicas que mais se desenvolveu na ocupação e na utilização das terras, contribuiu para que grandes extensões de florestas fossem desmatadas e cedessem lugar às pastagens cultivadas para a criação de bovinos e a agricultura manejada com corte e queima, provocando impactos ambientais negativos, às vezes até irreversíveis (COSTA et al., 2000; RIVERO et al., 2009).

O uso inadequado do solo para as práticas agropecuárias repercute diretamente

sobre a qualidade física do solo, causando significativas modificações no conteúdo de matéria orgânica e degradação dos atributos do solo (SILVA et al., 2005; SÁ et al., 2010).

O conhecimento das modificações nos atributos do solo, causadas pelos diversos usos antrópicos, fornece subsídios para a adoção de práticas de manejo que permitam incrementar o rendimento do processo produtivo aliado à conservação dos ambientes garantindo que as futuras gerações possam utilizar destes ambientes da mesma forma que utilizamos hoje, ou seja, proporcionar o "desenvolvimento sustentável".

Nesse sentido, a avaliação dos atributos do solo em ambientes naturais e antropizados torna-se necessária para encontrar subsídios e propor técnicas de manejo que visam minimizar e até mesmo inibir possíveis alterações ambientais. A utilização da análise da dimensão fractal pode ser uma alternativa auxiliar no processo de avaliação das condições ambientais dos solos. Tem como função principal focalizar a complexidade das informações espaciais, fornecendo ao pesquisador uma abordagem rigorosa para fundamentar a mensuração, a análise e a representação quantitativa e geométrica do espaço real.

Nas ciências ambientais, a análise da dimensão fractal tem sido direcionada principalmente à representação das formas, tamanhos da distribuição espacial das partículas e dos espaços porosos do solo (FUENTES et al., 2001). Com frequência, os estudos nesta área são relacionados à estabilidade de agregados, distribuição do tamanho das partículas e dos poros. Isso favorece procedimentos e o desenvolvimento de modelos matemáticos que não consideram a física dos atributos do solo, razão pela qual a geometria fractal apresenta-se como ferramenta adicional, que leva em conta a dimensão fractal resultante da distribuição do tamanho das partículas e de suas respectivas massas.

O uso da análise da dimensão fractal da textura do solo em conjunto com técnicas de estatística uni e multivariada pode auxiliar na tomada de decisão sobre quais usos e manejos serão adequados para a manutenção e/ou melhoria da qualidade do solo, baseando-se na dinâmica dos seus atributos, e indicar quais os atributos sofrem maior alteração com a ação antrópica.

Apesar da grande importância dos métodos estatísticos multivariados para interpretações das variações dos atributos do solo, poucos são os trabalhos que fazem uso desta ferramenta, pois a maioria utiliza métodos estatísticos univariados (SILVA et al., 2010b). No entanto, alguns estudos têm aplicado técnicas multivariadas para avaliação das variáveis do solo e encontrado resultados satisfatórios (CAMPOS et al., 2012b; PRAGRANA et al., 2012; CAMPOS et al., 2013; OLIVEIRA et al., 2013; OLIVEIRA et al., 2014; MANTOVANELLI et al., 2015; AQUINO et al., 2016; SOARES et al., 2016; CUNHA et al, 2017).

A proposta da utilização da estatística multivariada justifica-se por possuir

maior capacidade de descrever as relações de intra e interdependência nos sistemas agropecuários (MARQUES JÚNIOR, 2009). Com a análise multivariada é possível explicar o máximo de correlação entre as variáveis e descobrir quais delas contribuem mais para a avaliação da qualidade do solo. Na análise simultânea de muitas informações, esta técnica torna-se a melhor ferramenta, possibilitando obter dados e interpretações que poderiam não ser perceptíveis com o uso da análise estatística univariada (CRUZ & REGAZZI, 2001).

Portanto, avaliar os atributos físicos e carbono orgânico do solo com o auxílio da dimensão fractal da textura do solo em paralelo com as análises estatísticas uni e multivariadas pode ser uma alternativa válida para a ciência do solo nos dias atuais.

## 2 | MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Descrição das Áreas de Estudo

O estudo foi realizado em cinco propriedades rurais localizadas ao Sul do Amazonas, mais precisamente no município de Humaitá (Figura 1). Nessas propriedades foram selecionados quatro ambientes com características naturais (florestas nativas – FN), servindo como ambientes naturais, numerados de 1 a 4 para diferenciação ($FN_1$, $FN_2$, $FN_3$ e $FN_4$) e também cinco ambientes com diferentes usos antrópicos, dentre eles: pastagem – P (ambiente natural: $FN_1$), agrofloresta – AF (ambiente natural: $FN_1$), mandioca – M (ambiente natural: $FN_2$), açaí – A (ambiente natural: $FN_3$) e reflorestamento – RF (ambiente natural: $FN_4$). O emprego de um ambiente natural como comparativo a cada ambiente em uso foi em virtude de que as comparações fossem as mais fiéis possíveis.

O ambiente com pastagem (P) está situado nas coordenadas geográficas 7º27’23” S e 63º02’26” W, altitude de 62 m, formada com *Brachiaria brizantha* (cv. marandu) e diversas plantas de tucumã (*Astrocaryum aculeatum*) espalhadas pela pastagem, com cerca de 20 anos de implantação, é mantida com baixa lotação de gado. O ambiente com agrofloresta (AF) está situado nas coordenadas geográficas 7º27’24” S e 63º02’15” W, altitude de 62 m, com aproximadamente 15 anos de implantação, onde foram identificadas espécies como a andiroba (*Carapa guianensis*), cupuaçu (*Theobroma grandiflorum*), açaí (*Euterpe oleracea*), castanha-do-brasil (*Bertholletia excelsa*), cacau (*Theobroma cacao*), pupunha (*Bactris gasipaes*) e tucumã (*Astrocaryum aculeatum*). O ambiente com AF tem acesso de pequenos animais (porcos e aves) criados de maneira extensiva. O solo desses ambientes foi classificado como Argissolo Vermelho Distrófico (Embrapa 2013). Os ambientes com P e AF são próximos, com cerca de 300 m entre seus pontos de coleta, e ambos possuem o mesmo ambiente natural ($FN_1$) como representativo, situado nas coordenadas 7º27’14” S e 63º02’41” W, estando a P distante cerca de 600 m dos pontos da $FN_1$ e a AF distante cerca de 900 m dos pontos da $FN_1$.

O ambiente cultivado com mandioca (M) (*Manihot esculenta*) está situado nas

coordenadas geográficas 7º47’40” S e 63º10’23” W, altitude de 70 m, com aproximadamente dois anos de cultivo, onde ocorreu a prática de gradagem antes do plantio, sendo o solo classificado como Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (Embrapa 2013). Os pontos de coleta do ambiente com M foram próximos cerca de 200 m dos pontos de seu ambiente representativo ($FN_2$), nas coordenadas 7º47’41” S e 63º10’38” W.

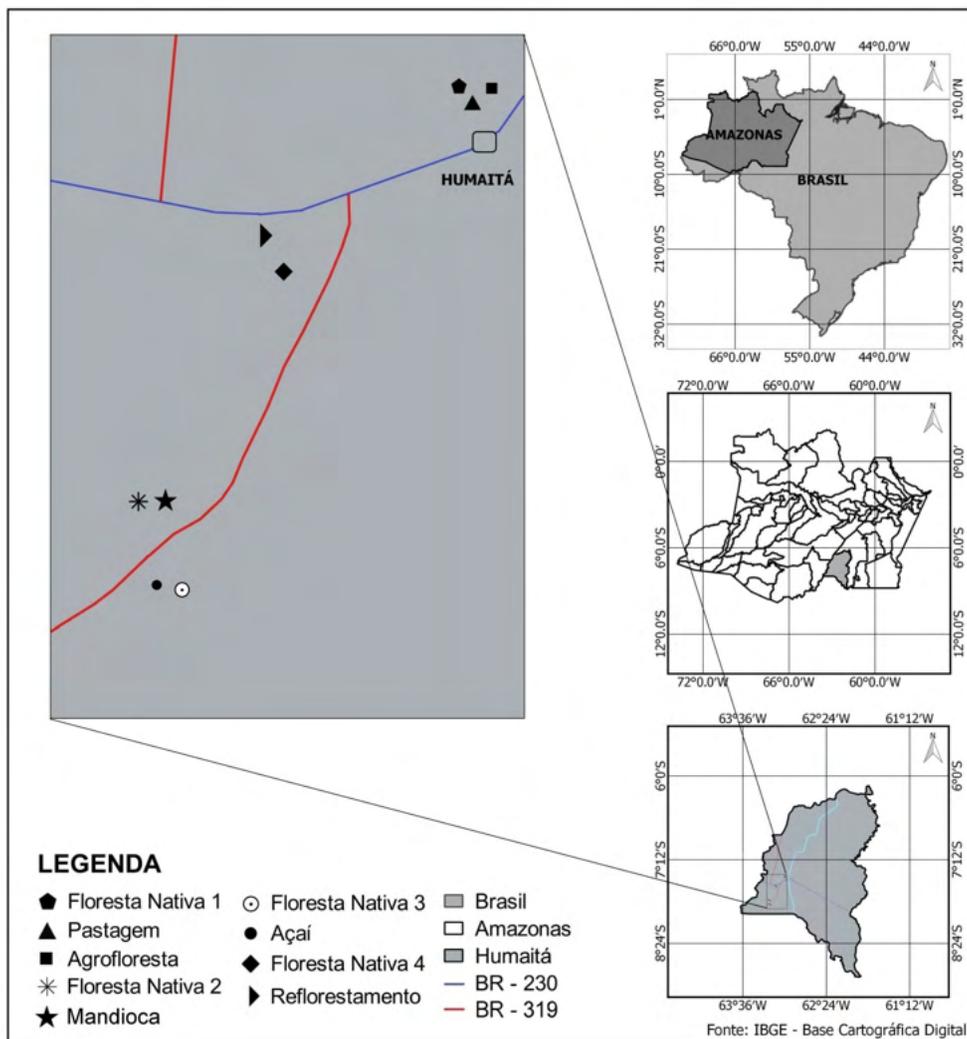



Figura 1. Localizações dos ambientes utilizados no estudo, em Humaitá, Amazonas.

O ambiente com cultivo de açaí (A) (*Euterpe oleracea*) está situado nas coordenadas geográficas 7º48’55” S e 63º11’08” W, altitude de 70 m, com início do cultivo no ano de 2010, sendo que a área possui sistema de irrigação e recebe adubação de cobertura

frequentemente, sendo o solo classificado como Latossolo Amarelo Distrófico (Embrapa 2013). Os pontos de coleta do ambiente com A foram próximos cerca de 400 m dos pontos de seu ambiente representativo ($FN_3$), com coordenadas 7º49'03" S e 63º10'49" W.

O ambiente com sistema de reflorestamento (RF) está situado nas coordenadas geográficas 7º34'45" S e 63º06'54" W, altitude de 65 m, sendo implantada em 2004, para o cultivo de Teca (*Tectona grandis* L.), Mogno (*Swietenia macrophylla* King.), Andiroba (*Carapa guianensis* Aubl.), Jenipapo (*Genipa americana* L.) e pastagem de *Brachiaria brizantha* (cv. marandu) nas entrelinhas destas espécies, caracterizado na época como sistema silvipastoril. Porém, atualmente o ambiente não possui pastagem, por este motivo foi identificado como ambiente com reflorestamento. O solo foi classificado como Cambissolo Háplico Alítico (Embrapa 2013). Os pontos de coleta do ambiente com RF foram distantes cerca de 2 km dos pontos de seu ambiente representativo ($FN_4$), com coordenadas 7º35'57" S e 63º06'33" W.

O material de origem dos solos da região é proveniente dos sedimentos aluviais, que são cronologicamente oriundos do Holoceno (BRASIL, 1978). O clima no Amazonas é o equatorial (quente e úmido), com umidade relativa do ar variando de 76 a 89% e temperaturas médias de 22,0 a 31,7 ºC, possuindo duas estações bem definidas: o inverno, considerado o período das chuvas e o verão, período da seca ou período menos chuvoso (MAIA, 2010).

## 2.2 Amostragem dos Solos

Foram coletadas amostras de solo em nove ambientes, sendo quatro ambientes naturais (fragmentos florestais) e cinco ambientes em diferentes usos antrópicos (pastagem, agrofloresta, mandioca, açaí e reflorestamento). As coletas foram realizadas entre os meses de novembro de 2016 e março de 2017.

Foram abertas trincheiras, nas profundidades de 0,00-0,05, 0,05-0,10 e 0,10-0,20 m, coletando blocos de solo com estrutura minimamente alterada, acondicionados em sacos plásticos identificados, e coletadas amostras com estrutura preservada, em duplicata, com o auxílio de cilindros volumétricos (69 $cm^3$), e acondicionadas em caixa térmica de modo adequado para não alterar a estrutura dos solos amostrados.

Em cada ambiente foram realizadas quatro repetições, em pontos selecionados ao acaso. Ao final das coletas foram obtidas 108 amostras de solo levemente alteradas (torrões) e 108 amostras de solo, em duplicata em cada camada (para analisar a melhor das duas), com estrutura preservada (cilindros volumétricos), sendo encaminhadas para o laboratório onde foram feitas as análises físicas e de carbono orgânico. Os pontos de coleta tiveram suas coordenadas registradas com o auxílio de um equipamento de Posicionamento Global via Satélite (GPS), da marca Garmin (GPSmap 64S).

## 2.3 Determinações dos Atributos do Solo

As análises foram realizadas no Laboratório de Solos do Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente – IEAA, da Universidade Federal do Amazonas – UFAM, em Humaitá, de acordo com as orientações contidas no Manual de Métodos de Análise de Solo (EMBRAPA, 2011).

Os atributos físicos do solo determinados foram: textura do solo (areia grossa, areia fina, silte e argila), umidade gravimétrica do solo (US), densidade do solo (DS) resistência do solo à penetração (RSP), macroporosidade (MAP), microporosidade (MIP), porosidade total (PT), diâmetro médio geométrico (DMG), diâmetro médio ponderado (DMP) e classe de agregados (>2 mm, 2-1 mm e <1 mm).

A determinação dos componentes texturais foi realizada pelo Método da Pipeta. Basicamente, fixou-se o tempo para o deslocamento vertical na suspensão do solo com água, após a adição de dispersante químico (NaOH 0,1 N) e agitação lenta por 16 horas em aparelho agitador mecânico tipo Wagner, com rotação ajustada para cerca de 50 rpm. Pipetou-se um volume de 50 ml da suspensão para determinação da argila que após secagem em estufa foi pesada. As frações grosseiras (areia fina e grossa) foram separadas por tamisação, secas em estufa e pesadas para obtenção de suas frações em massa. O silte foi obtido por diferença das outras frações em relação à amostra original de 20 gramas de solo (EMBRAPA, 2011).

Para determinação da estabilidade de agregados foram utilizados blocos de solo com estrutura preservada, secos ao ar, fragmentadas em torrões menores de forma manual e passados em peneira de 9,51 mm de diâmetro de malha, sendo utilizadas nas análises os agregados retidos na peneira de 4,76 mm. A separação e a estabilidade dos agregados foram determinadas segundo Kemper & Chepil (1965), com modificações nas seguintes classes de diâmetro: 4,76-2,0 mm; 2,0-1,0 mm; 1,0-0,50 mm; 0,50-0,25 mm; 0,25-0,125; 0,125-0,063 mm.. Os agregados foram colocados em contato com a água sobre a peneira de 2,0 mm e submetidos à agitação vertical em aparelho Yoder (SOLOTEST, Bela Vista, São Paulo, Brasil) por 15 min e com 32 oscilações por minuto. O material retido em cada classe das peneiras foi colocado em estufa a 105ºC, e em seguida mensurada as respectivas massas em balança digital de precisão.

Os resultados foram expressos em porcentagem dos agregados retidos em cada uma das classes das peneiras e a estabilidade dos agregados avaliados pelo diâmetro médio ponderado (DMP), obtido pela fórmula proposta por CASTRO FILHO et al. (1998), e o diâmetro médio geométrico (DMG), segundo SCHALLER & STOCKINGER (1953), citados por ALVARENGA et al. (1986), de acordo com as equações:

$$DMP = \frac{\sum_{i=1}^{N} n_i D_i}{\sum n_i} \quad (1)$$

$$DMG = 10^{\frac{\sum_{i=1}^{N} n_i \log D_i}{\sum n_i}} \quad (2)$$

em que $n_i$ é a porcentagem de agregados retidos em uma determinada peneira, $D_i$ é o diâmetro médio de uma determinada peneira e $N$ é o número de classes de peneiras.

Para as determinações da densidade do solo (DS), macroporosidade (MAP) e microporosidade (MIP), porosidade total (PT) e umidade gravimétrica do solo (US), as amostras coletadas em cilindros volumétricos foram preparadas e saturadas por meio da elevação gradual de uma lâmina de água, até dois terços da altura do anel, em uma bandeja plástica. Após a saturação, as amostras foram pesadas em balança digital e levadas à mesa de tensão para determinação da MIP do solo, sendo submetidas a um potencial matricial de -0,006 MPa (EMBRAPA, 2011).

Após atingirem o equilíbrio em um potencial matricial de -0,006 MPa, as amostras foram novamente pesadas e, em seguida, foram feitas as medidas da resistência do solo à penetração (RSP), utilizando-se um penetrômetro eletrônico de bancada (MA-933, Marconi, SP, BR), com velocidade constante de 0,0667 mm $s^{-1}$, haste com cone de 4 mm de diâmetro de base e semiângulo de 30°, receptor e interface acoplado a um microcomputador para registro das leituras por meio de um software próprio do equipamento.

Posteriormente, as amostras foram levadas à estufa a 105 ºC para a determinação da umidade gravimétrica do solo (US), DS e MAP, pelo método do cilindro volumétrico, e a PT foi determinada pela soma de MAP com MIP (EMBRAPA, 2011).

O carbono orgânico (CO) foi determinado pelo método de oxidação por via úmida com dicromato de potássio em meio sulfúrico, empregando-se como fonte de energia o calor desprendido do ácido sulfúrico e/ou aquecimento. O excesso de dicromato após a oxidação foi titulado com solução padrão de sulfato ferroso amoniacal (sal de Mohr). O cálculo foi realizado pela seguinte equação:

$$CO(g\ kg\text{-}1) = (40 - \text{volume gasto}) \times f \times 0{,}6 \quad (3)$$

em que $f$ = (40/volume do sulfato ferroso gasto na prova em branco). A quantidade de matéria orgânica (MO) foi calculada multiplicando-se o resultado do carbono orgânico por *1,724* (EMBRAPA, 2011). Já o estoque de carbono (EC) foi definido pela equação:

$$EC = DS \times h \times CO \quad (4)$$

em que *EC* = estoque de carbono (t $ha^{-1}$); *DS* = densidade do solo (g $cm^{-3}$); *h* é a espessura da camada de solo amostrada (cm); *CO* = carbono orgânico (g $kg^{-1}$).

## 2.4 Análises Estatísticas dos Dados e da Dimensão Fractal

Após a determinação dos atributos físicos e do carbono orgânico dos solos, foram realizadas as análises estatísticas univariada e multivariada. A análise de variância univariada (ANOVA) foi utilizada para comparar médias dos atributos, individualmente, utilizando o teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade, comparando todos os ambientes e, posteriormente, comparando os ambientes em usos antrópicos com seus respectivos ambientes naturais. Essas análises foram conduzidas com auxílio de planilha do MS EXCEL e do ASSISTAT 7.7.

Em seguida, realizou-se a análise fatorial dos componentes principais a fim de encontrar significância estatística dos conjuntos dos atributos do solo que mais discriminam os ambientes em estudo, obtendo como resposta quais são os ambientes cujos atributos sofrem maior influência pela ação antrópica. Essas análises estatísticas foram feitas utilizando o programa computacional STATISTICA 7.0 (STATSOFT, 2004).

A adequação da análise fatorial foi feita pela medida de KMO (*Kaiser-Meyer-Olkin)*, que avalia as correlações simples e parciais das variáveis, e pelo teste de esfericidade de *Bartlett*, ao qual se pretende rejeitar a igualdade entre a matriz correlação com a identidade. A extração dos fatores foi feita pela análise das componentes principais (ACP), incorporando as variáveis que apresentaram comunalidades iguais ou superiores a cinco (5). A escolha do número de fatores a ser utilizado foi feita pelo critério de *Kaiser* (fatores que apresentam autovalores superiores a 1). A fim de simplificar a análise fatorial, foi feita a rotação ortogonal (*varimax*) e representada em um plano fatorial das variáveis e dos escores para os componentes principais.

No gráfico de dispersão da ACP após rotação *varimax*, os escores foram construídos com valores padronizados, de tal forma que a média é zero e a distância entre os escores é medida em termos do desvio padrão. Dessa forma, as variáveis em um mesmo quadrante (1°, 2°, 3° e 4°) e mais próximas no gráfico de dispersão das ACP são melhores correlacionadas. Da mesma forma, escores atribuídos às amostras que se encontram próximos e em um mesmo quadrante, estão relacionadas com as variáveis daquele quadrante (BURAK et al., 2010).

A definição de um fractal foi determinada com base na relação entre o número e tamanho num sistema de autossimilaridade e estatisticamente definido (MANDELBORT, 1982; TURCOTTE, 1986), dada pela Equação (5).

$$N(X>x_i)=kx_i^{-D} \quad (5)$$

em que *N (X>xi)* é o número cumulativo de objetos ou fragmentos *X* maiores do que *xi*; *K* é o número de elementos em uma escala de unidade de comprimento; e *D* é a dimensão fractal. No entanto, a aplicabilidade da Equação (5) para análise de partículas

do solo é limitada porque cálculos completos e precisos de *N* valores são normalmente indisponíveis nos dados experimentais convencionais (LIU et al., 2009; XU et al., 2013).

Os modelos fractais foram aplicados para a caracterização da distribuição do tamanho de partículas no solo expressos em termos de sua massa (TYLER & WHEATCRAFT, 1992; PERFECT & KAY, 1995; CASTRIGNANÒ & STELLUTI, 1999), para estimar a dimensão fractal da textura do solo, obtida pela Equação (6).

$$\frac{M(r<R)}{M_T} = \left(\frac{R}{R_L}\right)^{3-D} \qquad (6)$$

em que *M* é a massa acumulada das frações de solo (areia grossa, areia fina, silte e argila) de tamanho *r* menores do que *R* determinado pelo diâmetro das peneiras, $M_T$ é a massa total, $R_L$ é o parâmetro que estima o tamanho da maior partícula e *D* é a dimensão fractal das partículas. A Equação (6) é limitada pela variação de *D* com $0 < D < 3$ e foi aplicada para descrever a distribuição do tamanho da partícula do solo seco. Os dois parâmetros do modelo, a dimensão fractal *D* e o tamanho da maior partícula $R_L$, foram definidos como ferramentas descritivas para a textura do solo.

As estimativas não viciadas de *D* e $R_L$, para cada ponto amostral, foram obtidas por regressão não-linear, através do método de Gauss-Newton para o cálculo de estimadores de mínimos quadrados (SOUZA, 1998; SAS INSTITUTE, 1985; PERFECT et al., 1992).

Os cálculos da DF foram executados com o auxílio de planilha do MS EXCEL e de programação em R.

## 3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 3.1 Características físicas e carbono orgânico de solos em ambientes naturais e em usos antrópicos

Os ambientes com $FN_1$, P e AF apresentaram textura franco siltosa, com teores de areia variando entre 11 a 21 %, silte entre 60 a 70 % e argila entre 16 a 24 %, nas três profundidades (Tabela 1). A proximidade nos valores de textura desses três ambientes ($FN_1$, P e AF), além de serem ambientes próximos, pode ser explicada por possuírem relação direta do relevo (CAMPOS et al., 2012a). Os outros ambientes apresentaram textura argilosa, com teores de areia entre 10 e 27 %, silte entre 20 e 47 % e argila entre 29 e 65 %.

A maior fração de areia foi em RF e o menor valor em $FN_3$, em todas as profundidades do estudo, com teores decrescentes nas três profundidades do estudo (Tabela 1). Na profundidade de 0,00-0,05 m, não houve diferenças significativas nos teores de areia entre $FN_4$ e M, pois apresentaram médias significativamente iguais, como ocorreu também entre $FN_1$, $FN_2$ e $FN_3$. Na profundidade de 0,05-0,10 m, os ambientes com P e $FN_4$ tiveram

valores semelhantes, assim como M e AF e também como $FN_1$ e $FN_3$. Para a profundidade de 0,10-0,20 m os ambientes com $FN_4$ e M foram estaticamente iguais, assim como P e $FN_2$, A e AF e também $FN_1$ e $FN_3$.

As maiores frações de silte foram registradas para os ambientes com $FN_1$ e AF nas profundidades de 0,00-0,05 e 0,10-0,20 m, não apresentando diferenças, enquanto $FN_1$ registrou isoladamente a maior fração de silte na profundidade de 0,05-0,10 m. As menores frações de silte ficaram em $FN_4$, $FN_3$ e RF, da menor para a maior profundidade, respectivamente. Na profundidade de 0,00-0,05 m, os ambientes com RF, M e $FN_3$ apresentaram teores de silte semelhantes entre si. Na profundidade de 0,05-0,10 m foram significativamente iguais somente A e $FN_3$. Na profundidade de 0,10-0,20 m, além de $FN_1$ e AF, foram iguais os ambientes com $FN_2$ e M.

Resultados semelhantes foram encontrados por Martins (2006) e Campos et al. (2012a), em estudos realizados próximos a essa região. O elevado teor de silte é justificado pela natureza aluvial dos sedimentos que compõe o material de origem (BRASIL, 1978).

| **Ambientes** [1] | **Profundidades (m)** | | |
|---|---|---|---|
| | **0,00-0,05** | **0,05-0,10** | **0,10-0,20** |
| | | Areia (g $kg^{-1}$) | |
| $FN_1$ | 122,58 f | 119,73 f | 115,62 e |
| P | 208,90 b | 192,41 b | 161,50 c |
| AF | 153,74 e | 169,73 c | 147,25 d |
| $FN_2$ | 125,83 f | 134,51 e | 158,33 c |
| M | 188,54 c | 176,21 c | 187,81 b |
| $FN_3$ | 119,63 f | 109,71 f | 115,52 e |
| A | 165,79 d | 153,64 d | 150,97 d |
| $FN_4$ | 194,95 c | 185,11 b | 192,07 b |
| RF | 268,99 a | 219,89 a | 205,55 a |
| CV (%) | 2,66 | 14,83 | 3,30 |
| | | Silte (g $kg^{-1}$) | |
| $FN_1$ | 698,78 a | 690,76 a | 669,57 a |
| P | 621,32 b | 618,30 c | 601,77 b |
| AF | 685,21 a | 658,93 b | 671,24 a |
| $FN_2$ | 452,94 c | 425,74 d | 318,84 d |
| M | 424,51 d | 391,66 e | 293,99 d |
| $FN_3$ | 420,97 d | 310,49 h | 239,43 f |
| A | 392,33 e | 316,11 h | 259,36 e |
| $FN_4$ | 367,48 f | 352,06 g | 336,13 c |

| | | | |
|---|---|---|---|
| RF | 434,44 d | 364,43 f | 209,12 g |
| CV (%) | 3,48 | 1,69 | 1,55 |
| | | Argila (g kg$^{-1}$) | |
| $FN_1$ | 178,64 f | 189,51 f | 214,81 f |
| P | 169,79 g | 189,29 f | 236,73 e |
| AF | 161,05 g | 171,34 g | 181,51 g |
| $FN_2$ | 421,23 c | 439,75 d | 522,83 c |
| M | 386,95 d | 432,13 d | 518,20 c |
| $FN_3$ | 463,40 a | 579,80 a | 645,05 a |
| A | 441,88 b | 530,25 b | 589,67 b |
| $FN_4$ | 437,58 b | 462,83 c | 471,80 d |
| RF | 296,57 e | 415,68 e | 585,33 b |
| CV (%) | 1,88 | 1,18 | 1,57 |

Tabela 1. Textura dos solos (areia, silte e argila) em ambientes naturais e em usos antrópicos, em Humaitá, Amazonas.

[(1)] $FN_1$ – floresta nativa 1; P – pastagem; AF – agrofloresta; $FN_2$ – floresta nativa 2; M – mandioca; $FN_3$ – floresta nativa 3; A – açaí; $FN_4$ – floresta nativa 4; RF – reflorestamento. Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

Conforme Rosolen & Herpin (2008), que já estudaram solos na região, a ocorrência de pequenas depressões na topografia do solo favorecem a movimentação e deposição de sedimentos mais finos em partes mais baixas do relevo. De acordo com Campos et al. (2012a) e Santos et al. (2012), em estudos com solos em topossequências sob terraços aluviais na região do médio rio Madeira, encontraram altos teores de silte, com valores próximos à 600 g kg$^{-1}$, corroborando que altos teores de silte são comuns nos solos da região.

Por ser um dos atributos mais estáveis do solo, a textura é considerada de grande importância na descrição, identificação e classificação dos solos (FERREIRA, 2010). Segundo Resende et al. (1999), a fração silte é tida como indicadora do grau de intemperismo do solo ou do potencial deste em conter minerais primários facilmente intemperizáveis, isto é, de sua reserva em nutrientes. Solos siltosos apresentam, geralmente, manejos dificultados devido ao seu alto teor, pois o silte quando submetido à ação das gotas de chuva e ciclos alternados de umedecimento e secagem, provoca a criação de uma camada selada, que dificulta a infiltração de água e emergência de plântulas (RESENDE et al., 1999).

Os maiores teores de argila foram observados no ambiente com $FN_3$, nas três profundidades, em relação aos outros ambientes, com valores crescentes em profundidade, fato esse observado em todos os ambientes estudados (Tabela 1). As menores frações de argila foram em AF, nas três profundidades. Não apresentaram diferenças significativas

entre si os ambientes com A e $FN_4$ e entre P e AF na profundidade de 0,00-0,05 m, $FN_2$ com M e $FN_1$ com P na profundidade de 0,05-0,10 m, e $FN_2$ com M na profundidade de 0,10-0,20 m.

Valores semelhantes de textura foram encontrados por Mantovanelli et al. (2015) em áreas de campo natural e abandonada oriunda de pastagem e agricultura em Cambissolo Háplico Alítico plíntico e Oliveira et al. (2015) em áreas de cana-de-açúcar com Argissolo Vermelho Alítico plíntico.

Na comparação dos ambientes em usos antrópicos com seus respectivos ambientes naturais (Tabela 1), verificou-se que houve diferenças significativas na textura da maioria dos ambientes, com poucas exceções, com tendências de aumentos nos teores de areia e redução das partículas mais finas na camada mais superficial. Houve movimentação das partículas mais finas, com maior significância nos ambientes em usos antrópicos em relação aos seus ambientes naturais, podendo ter ocorrido tanto horizontalmente, pelo escoamento em superfície e subsuperfície das águas da chuva, quanto verticalmente, pela infiltração da água no perfil do solo.

Os solos sob pastagens, principalmente, tem maiores tendências a conter frações grosseiras em proporções maiores do que os solos sob ambientes naturais, principalmente nas camadas superficiais, devido a menor cobertura vegetal. Nos ambientes avaliados, as maiores frações de areia foram encontradas em RF, nas três profundidades, seguido da P, nas duas camadas mais superficiais (Tabela 1).

As maiores frações de areia dos ambientes em usos antrópicos em relação aos seus respectivos ambientes naturais, principalmente em ambientes menos protegidos (RF e P), se devem provavelmente às chuvas intensas na região que ocorrem em determinada época do ano. A presença de cobertura vegetal no solo atua na interceptação das gotas de chuva e evita o desprendimento das partículas do solo, pois chuvas de grande intensidade podem causar maior desagregação do solo e, normalmente, originam escoamento superficial, sendo que as partículas menores de solo são mais fáceis de serem transportadas (VOLK & COGO, 2009).

Por outro lado, embora a textura seja considerada um atributo constante a médio e longo prazo, variações como as ocorridas nos ambientes em usos antrópicos podem acontecer em função da ação natural e, em menor intensidade, pela ação antrópica, podendo ocorrer alteração no conteúdo de argila, sugerindo sua migração vertical uma vez que este parâmetro é influenciado pela textura e pelo teor de carbono orgânico no solo (ARAÚJO et al., 2004; REINERT & REICHERT, 2006).

Na Tabela 2, as maiores umidades do solo (US) foram registradas nos ambientes com $FN_2$ e $FN_4$, na profundidade de 0,00-0,05 m, estatisticamente superiores aos outros ambientes, inclusive aos ambientes a que se prestam como comparativos (M e RF).

Na profundidade de 0,05-0,10 m os ambientes com $FN_4$, M, $FN_2$ e $FN_1$ foram os que apresentaram os maiores valores de US. Ressalta-se que os maiores valores de US foram registrados em sua maioria nos ambientes naturais e que as significativas diminuições das taxas de US dos ambientes antropizados foram, provavelmente, em função dos diferentes manejos aplicados.

Os dados indicam que, quando ambientes naturais são convertidas em usos antrópicos, a US pode diminuir significativamente, principalmente nas camadas mais superficiais, com exceção do que foi observado no ambiente com M, o qual apresentou ligeiros aumentos na US nas profundidades de 0,05-0,10 e 0,10-0,20 m em relação ao seu ambiente natural ($FN_2$), porém não significativos (Tabela 2). O ambiente com RF foi o que apresentou a menor US, nas três profundidades, diferenciando de todos os outros ambientes na camada superior e na camada subsequente, sendo que na camada de 0,10-0,20 m foi significativamente igual somente com P. Com isso, a significativa diminuição da umidade do solo (US) pode estar relacionada, na maioria das vezes, a intensidade dos usos e manejos.

| **Ambientes** [1] | **Profundidades (m)** | | |
|---|---|---|---|
| | **0,00-0,05** | **0,05-0,10** | **0,10-0,20** |
| | Umidade do solo (%) | | |
| $FN_1$ | 37,45 b | 33,92 a | 31,62 a |
| P | 31,94 c | 29,02 b | 26,71 b |
| AF | 31,77 c | 30,67 b | 30,58 a |
| $FN_2$ | 47,54 a | 35,77 a | 30,91 a |
| M | 36,06 b | 35,92 a | 31,04 a |
| $FN_3$ | 37,62 b | 31,83 b | 29,64 a |
| A | 32,97 c | 30,18 b | 28,89 a |
| $FN_4$ | 43,95 a | 36,91 a | 30,39 a |
| RF | 25,32 d | 23,66 c | 22,55 b |
| CV (%) | 8,74 | 9,25 | 11,60 |
| | Densidade do solo (g $cm^{-3}$) | | |
| $FN_1$ | 1,26 d | 1,39 c | 1,43 d |
| P | 1,39 c | 1,52 b | 1,58 c |
| AF | 1,50 b | 1,60 b | 1,57 c |
| $FN_2$ | 1,32 d | 1,57 b | 1,66 b |
| M | 1,33 d | 1,53 b | 1,69 b |
| $FN_3$ | 1,57 b | 1,66 a | 1,75 b |
| A | 1,65 a | 1,76 a | 1,73 b |

| | | | |
|---|---|---|---|
| $FN_4$ | 1,47 c | 1,52 b | 1,73 b |
| RF | 1,75 a | 1,76 a | 1,86 a |
| CV (%) | 5,50 | 5,62 | 4,67 |
| | | Resistência do solo à penetração (MPa) | |
| $FN_1$ | 1,01 c | 0,86 c | 0,73 d |
| P | 1,15 b | 1,30 a | 0,98 c |
| AF | 0,86 d | 0,84 c | 0,73 d |
| $FN_2$ | 0,52 f | 0,62 e | 0,58 e |
| M | 0,22 g | 0,76 d | 1,05 b |
| $FN_3$ | 0,64 e | 0,61 e | 0,83 d |
| A | 1,09 b | 0,98 b | 1,06 b |
| $FN_4$ | 0,54 f | 0,55 e | 0,89 c |
| RF | 1,21 a | 0,90 c | 1,49 a |
| CV (%) | 5,81 | 6,40 | 7,34 |

Tabela 2. Umidade, densidade e resistência do solo à penetração em ambientes naturais e em usos antrópicos, em Humaitá, Amazonas.

(1) $FN_1$ – floresta nativa 1; P – pastagem; AF – agrofloresta; $FN_2$ – floresta nativa 2; M – mandioca; $FN_3$ – floresta nativa 3; A – açaí; $FN_4$ – floresta nativa 4; RF – reflorestamento. Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

A maioria dos ambientes apresentaram DS superior a 1,50 g $cm^{-3}$ (Tabela 2). Exceção foi para os ambientes com $FN_1$, P, $FN_2$, M, e $FN_4$ na profundidade de 0,00-0,05 m e $FN_1$ nas profundidades de 0,05-0,10 m e de 0,10-0,20 m, que apresentaram valores inferiores a 1,50 g $cm^{-3}$. Os maiores valores para DS, em todas as profundidades, foram encontrados no ambiente com RF, em comparação aos outros ambientes, observando-se relação com os maiores teores de areia deste ambiente (Tabela 1). Na profundidade de 0,00-0,05 m os ambientes com RF e A não apresentaram diferenças significativas e na profundidade 0,05-0,10 m foram os ambientes com RF, A e $FN_3$ que apresentaram médias semelhantes estatisticamente. A $FN_1$ registrou os menores valores para DS, em todas as profundidades do estudo, sendo significativamente igual apenas a $FN_2$ e M, na camada mais superficial.

O aumento na DS geralmente indica um ambiente com maior resistência para o crescimento das raízes, redução da aeração e redução na capacidade hidráulica do solo. Uma consequência muito importante do aumento da DS é a diminuição da capacidade do solo infiltrar água, por isso, aumentam as perdas por escoamento superficial e riscos de processos erosivos. A diminuição nos valores de DS pode estar relacionada ao incremento de matéria orgânica no solo. Assim, a menor densidade do solo pode estar relacionada aos elevados teores de carbono orgânico e de intensa atividade biológica (fauna e raízes), que constroem canais, cavidades e galerias no subsolo (STEINBEISS et al., 2009; SOARES et al, 2016).

Observa-se com os dados da Tabela 2, que a maioria dos ambientes aumentou a DS em relação aos seus ambientes naturais, com exceção do ambiente com M que não apresentou diferenças significativas em relação a $FN_2$, em todas as profundidades, e o ambiente com A, que não teve diferenças nas profundidades de 0,05-0,10 m e 0,10-0,20 em relação a $FN_3$.

Neste estudo os ambientes naturais apresentaram aumento da DS conforme o avanço em profundidade (Tabela 2), com isso entende-se que esse efeito pode ocorrer de maneira natural para todos os ambientes estudados. Isso ocorre, provavelmente, devido às pressões exercidas pelas camadas superiores sobre as inferiores, que provocam sua compactação e redução da porosidade (CUNHA et al., 2011). Entretanto, estudos já comprovaram que a DS tem aumento potencializado pelo seu uso intenso juntamente com a mecanização e o manejo inadequado do solo, promovendo a degradação da qualidade física dos solos, comumente identificados pelo aumento no nível de compactação (SOARES FILHO, 1992; MARCHÃO et al., 2009; COLLARES et al., 2006; RAPER, 2005; BERGAMIN et al., 2010; SOARES et al., 2015), principalmente em solos com elevados teores de argila (SECCO et al., 2004), constituindo impedimento mecânico para o crescimento de raízes, repercutindo no desenvolvimento das plantas (BERGAMIN et al., 2010).

Os ambientes com AF, P, RF (nas três profundidades) e A (0,00-0,005 m), tiveram aumentos significativos na DS, em relação aos seus ambientes naturais (Tabela 2). Provavelmente, esse aumento na DS foi devido ao tráfego de pequenos animais (porcos) que são criados ao ar livre e de pessoas que coletam frutos esporadicamente no ambiente, para o caso da AF. No caso da P, por ser um ambiente com constante lotação de animais (bovinos) que exercem determinada pressão sobre o solo ao passo que se movimentam, resultando em possível compactação nas camadas mais superficiais do solo com aumento na DS e na RSP. Para o caso de RF, também ocasionado pelo tráfego de animais, pois o ambiente foi utilizado como pastagem em período anterior em sistema silvipastoril. No caso do ambiente com açaí, o aumento na DS está relacionado com as práticas de manejos adotadas para a atividade, em que utilizam veículos para colheita e transporte de frutos, associado ao deslocamento de pessoas que desenvolvem as atividades no local. Observa-se nos outros ambientes que também houve aumento em relação aos ambientes nativos, porém considerados não significativos pelo teste aplicado.

Foi registrada a maior RSP para o ambiente com RF, seguida de P e A, com diferenças significativas nas três profundidades em relação aos seus ambientes naturais (Tabela 2), havendo correlação com o aumento na DS e diminuição da MAP. Os aumentos na RSP e na DS estão associados à compactação do solo, que geralmente é causada pela intensificação dos seus usos e manejos. No caso de RF, pode haver associação com a utilização anterior do ambiente como pastagem, onde o tráfego de animais provocou a compactação do solo na camada mais superficial.

Apesar disso, esses valores estão abaixo do valor limite de 2,0 MPa para solos compactados, definido por Tavares Filho & Tessier (2009). No entanto, Soares et al. (2015), em solos de TPA sob pastagem, verificaram valores acima de 2,0 MPa na profundidade de 0,00-0,05 mm que, conforme os autores, aumentou devido a compactação do solo pelo pisoteio de animais.

Foi observado efeito diferente dos outros ambientes em AF e M, na primeira camada, em relação aos seus ambientes naturais ($FN_1$ e $FN_2$, respectivamente), em que houve diminuição na RSP, provavelmente devido ao aumento no teor de areia e desenvolvimento das raízes das plantas, no primeiro caso, e, no segundo caso, devido a utilização de gradagem antes do plantio da mandioca, que rompe a camada superficial do solo tornando-o menos compacto. O aumento da RSP para o ambiente com M foi associado ao aumento da MAP na profundidade de 0,00-0,05 m, fato esse que não se observa na camada de 0,10-0,20 m, na qual ocorre o aumento da RSP. De acordo com Silva et al. (2005), normalmente, o revolvimento do solo promove um aumento temporário da macroporosidade. Esse fato pode indicar início do fenômeno chamado de "pé-de-grade", onde se revolve a camada mais superficial do solo e, ao mesmo tempo, o contrabalanço abaixo força e compacta as camadas mais profundas, muito comum onde é praticado esse tipo de manejo.

Os valores de macroporosidade (MAP), microporosidade (MIP) e porosidade total (PT), são apresentados na Tabela 3. Observa-se que o maior valor de MAP foi encontrado no ambiente com M e o menor em RF, na profundidade de 0,00-0,05 m. Na profundidade de 0,05-0,10 m, o menor valor de MAP foi em A. Para a profundidade de 0,10-0,20 m, os ambientes com $FN_4$ e RF ficaram com os menores valores, enquanto os maiores valores de MAP foram encontrados em $FN_1$ e AF nas profundidades de 0,05-0,10 e 0,10-0,20 m.

Valores de MAP inferiores a 0,10 $m^3 m^{-3}$, como os ocorridos nas três profundidades em $FN_3$ e A, principalmente, em AF, $FN_4$ e RF (0,00-0,05 m), em $FN_2$ (0,05-0,10 m) e em $FN_2$, M e $FN_4$ (0,10-0,20 m) (Tabela 3), indicam valores críticos com prováveis limitações ao arejamento do solo em épocas mais úmidas (BAVER et al., 1972; KIEHL, 1979; PAGLIAI et al., 2003; BERGAMIN et al., 2010). Conforme Feng et al. (2002), valores iguais ou muito próximos à esse, em solos argilosos, já podem causar a inibição ao suprimento adequado de oxigênio às plantas, sendo ideais valores mais altos que 0,10 $m^3 m^{-3}$ de MAP.

Para a MIP, os ambientes com $FN_4$, $FN_2$ e $FN_3$ apresentaram os maiores valores e os ambientes com M e RF os menores valores, na profundidade de 0,00-0,05 m, sem diferenças significativas. Na profundidade de 0,05-0,10 m, foram os ambientes com $FN_2$, $FN_4$, M, $FN_3$, A e $FN_1$ que apresentaram os maiores valores, não diferindo entre si, e o menor valor registrado em RF. Na profundidade de 0,10-0,20 m, apresentaram maiores valores de MIP os ambientes com M, $FN_4$, A e $FN_1$ e os menores valores em RF, P e AF.

| Ambientes [1] | Profundidades (m) | | |
|---|---|---|---|
| | 0,00-0,05 | 0,05-0,10 | 0,10-0,20 |
| | | Macroporosidade ($m^3 m^{-3}$) | |
| $FN_1$ | 0,15 c | 0,12 a | 0,12 a |
| P | 0,13 d | 0,10 b | 0,10 b |
| AF | 0,08 e | 0,12 a | 0,12 a |
| $FN_2$ | 0,18 b | 0,08 c | 0,08 c |
| M | 0,23 a | 0,10 b | 0,06 d |
| $FN_3$ | 0,06 f | 0,08 c | 0,05 e |
| A | 0,05 g | 0,04 d | 0,06 d |
| $FN_4$ | 0,07 f | 0,10 b | 0,04 e |
| RF | 0,04 h | 0,10 b | 0,05 e |
| CV (%) | 6,54 | 8,57 | 9,84 |
| | | Microporosidade ($m^3 m^{-3}$) | |
| $FN_1$ | 0,39 c | 0,40 a | 0,39 a |
| P | 0,38 c | 0,38 b | 0,36 b |
| AF | 0,38 c | 0,38 b | 0,38 b |
| $FN_2$ | 0,46 a | 0,44 a | 0,40 a |
| M | 0,33 d | 0,42 a | 0,42 a |
| $FN_3$ | 0,47 a | 0,42 a | 0,41 a |
| A | 0,43 b | 0,42 a | 0,40 a |
| $FN_4$ | 0,48 a | 0,43 a | 0,42 a |
| RF | 0,35 d | 0,34 c | 0,33 b |
| CV (%) | 5,15 | 4,67 | 7,22 |
| | | Porosidade total ($m^3 m^{-3}$) | |
| $FN_1$ | 0,54 b | 0,52 a | 0,51 a |
| P | 0,51 c | 0,48 b | 0,46 b |
| AF | 0,46 d | 0,50 a | 0,50 a |
| $FN_2$ | 0,64 a | 0,52 a | 0,48 b |
| M | 0,56 b | 0,52 a | 0,48 b |
| $FN_3$ | 0,53 c | 0,50 a | 0,46 b |
| A | 0,48 d | 0,46 b | 0,46 b |
| $FN_4$ | 0,55 b | 0,53 a | 0,46 b |
| RF | 0,39 e | 0,44 c | 0,38 c |
| CV (%) | 4,25 | 6,03 | 3,71 |

Tabela 3. Macroporosidade, microporosidade e porosidade total em ambientes naturais e em usos antrópicos, em Humaitá, Amazonas.

[1] $FN_1$ – floresta nativa 1; P – pastagem; AF – agrofloresta; $FN_2$ – floresta nativa 2; M – mandioca; $FN_3$ – floresta nativa 3; A – açaí; $FN_4$ – floresta nativa 4; RF – reflorestamento. Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

O ambiente com $FN_2$ apresentou isoladamente o maior valor de PT na camada mais superficial, enquanto $FN_4$, $FN_1$, $FN_2$, M, AF e $FN_3$ apresentaram maiores valores de PT na profundidade de 0,05-0,10 m, sem diferenças entre si, e na profundidade de 0,10-0,20 m foram $FN_1$ e AF que apresentaram os maiores valores. Nas três profundidades, os menores valores de PT foram encontrados no ambiente com RF.

Conforme Lima et al. (2007), solos considerados ideais apresentam valores iguais ou superiores a 0,50 $m^3$ $m^{-3}$ de porosidade total, no qual a microporosidade oscilaria entre 0,25 e 0,33 $m^3$ $m^{-3}$ e a macroporosidade entre 0,17 e 0,25 $m^3$ $m^{-3}$. Condições adversas de PT encontram-se os ambientes com AF, A e RF, na profundidade de 0,00-0,05 m, e os ambientes com P, A e RF na profundidade de 0,05-0,10 m. Na profundidade de 0,10-0,20 m somente os ambientes com $FN_1$ e AF apresentaram PT igual ou superior a 0,50 $m^3$ $m^{-3}$.

Na Tabela 3, observou-se que o ambiente com RF foi o que apresentou maior diferença de PT em relação ao seu ambiente natural ($FN_4$), perante os outros ambientes, provavelmente por influência do pisoteio de animais no período em que era utilizado em sistema silvipastoril. A redução do volume total de poros nas áreas de pastagens pode ser um reflexo da redução da macroporosidade, promovendo possível aumento na densidade e na microporosidade do solo, assim como possível diminuição na taxa de infiltração de água, principalmente na camada mais superficial (SALTON et al., 2002; GIAROLA et al., 2007; GOULART et al., 2010).

Na Tabela 4, encontram-se os valores registrados para diâmetro médio geométrico (DMG) e diâmetro médio ponderado (DMP), nas três profundidades estudadas nos ambientes naturais e em usos antrópicos. Na profundidade de 0,00-0,05 m, foi encontrado o maior valor de DMG no ambiente de AF e os menores valores em $FN_4$ e $FN_3$. Na profundidade de 0,05-0,10 m, apresentaram maiores DMG os ambientes com AF e P e o menor DMG em $FN_3$. Na profundidade de 0,10-0,20 m, o ambiente com P obteve maior valor de DMG e menor valor com $FN_4$.

Os maiores valores de DMP, na profundidade de 0,00-0,05 m, foram encontrados em AF e $FN_1$ e os menores nos ambientes com $FN_3$ e $FN_4$ (Tabela 4). Na profundidade de 0,05-0,10 m, os maiores valores de DMP foram encontrados em AF, P e M e o menor em $FN_3$. Na profundidade de 0,10-0,20 m, apresentaram maiores DMP os ambientes com M e P observando-se menores DMP em $FN_4$, $FN_1$ e $FN_3$. Conforme Kato et al. (2010), maiores valores de DMP indicam a alta estabilidade dos agregados, no entanto, de acordo com Alho et al. (2014) um agregado de elevado DMP, apesar das dimensões, nem sempre contém boa distribuição de poros no seu interior.

| Ambientes [1] | Profundidades (m) | | |
|---|---|---|---|
| | 0,00-0,05 | 0,05-0,10 | 0,10-0,20 |
| | Diâmetro médio geométrico (mm) | | |
| $FN_1$ | 2,78 b | 1,82 d | 0,74 e |
| P | 2,72 b | 2,49 a | 2,18 a |
| AF | 2,99 a | 2,60 a | 1,57 c |
| $FN_2$ | 2,67 b | 2,02 c | 1,31 d |
| M | 2,27 d | 2,30 b | 2,06 b |
| $FN_3$ | 1,87 f | 0,53 f | 0,54 f |
| A | 2,03 e | 1,06 e | 0,79 e |
| $FN_4$ | 1,82 f | 0,94 e | 0,46 g |
| RF | 2,46 c | 1,77 d | 1,31 d |
| CV (%) | 3,72 | 5,69 | 4,12 |
| | Diâmetro médio ponderado (mm) | | |
| $FN_1$ | 3,21 a | 2,60 b | 1,41 d |
| P | 3,17 b | 3,02 a | 2,79 a |
| AF | 3,26 a | 3,11 a | 2,41 b |
| $FN_2$ | 3,15 b | 2,84 b | 2,32 b |
| M | 2,98 c | 2,94 a | 2,82 a |
| $FN_3$ | 2,69 e | 1,50 e | 1,43 d |
| A | 2,88 d | 2,16 c | 2,08 c |
| $FN_4$ | 2,77 e | 1,90 d | 1,25 d |
| RF | 3,13 b | 2,73 b | 2,04 c |
| CV (%) | 2,13 | 6,27 | 8,63 |

Tabela 4. Diâmetro médio geométrico e diâmetro médio ponderado dos agregados do solo em ambientes naturais e em usos antrópicos, em Humaitá, Amazonas.

[1] $FN_1$ – floresta nativa 1; P – pastagem; AF – agrofloresta; $FN_2$ – floresta nativa 2; M – mandioca; $FN_3$ – floresta nativa 3; A – açaí; $FN_4$ – floresta nativa 4; RF – reflorestamento. Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

Na Tabela 5, os ambientes que apresentaram agregados de maior tamanho (>2,0 mm), na profundidade de 0,00-0,05 m, foram AF (96,81 %) e $FN_1$ (95,30 %) e o menor foi em $FN_3$ (61,93 %). Na profundidade de 0,05-0,10 m, o ambiente que registrou maiores agregados foi AF (91,06 %) e os menores foi $FN_3$ (32,51 %). Na profundidade de 0,10-0,20 m, a maior porcentagem de agregados >2 mm foi em M (78,68 %) e as menores porcentagens em $FN_4$ (21,75 %), $FN_1$ (25,70 %) e $FN_3$ (29,45 %).

Em comparação com seus ambientes naturais, o ambiente com P teve diminuição nos agregados >2 mm na primeira camada, ocorrendo o inverso nas camadas inferiores, e

efeito semelhante no ambiente com M. Em AF, A e RF houve aumento nas três profundidades, em relação aos seus ambientes naturais comparativos ($FN_1$, $FN_3$ e $FN_4$, respectivamente).

| **Ambientes** [1] | **Profundidades (m)** | | |
|---|---|---|---|
| | **0,00-0,05** | **0,05-0,10** | **0,10-0,20** |
| | | >2 mm (%) | |
| $FN_1$ | 95,30 a | 69,85 d | 25,70 e |
| P | 93,56 b | 86,80 b | 64,45 b |
| AF | 96,81 a | 91,06 a | 65,61 b |
| $FN_2$ | 92,64 b | 80,53 c | 52,66 c |
| M | 86,42 c | 83,84 b | 78,68 a |
| $FN_3$ | 61,93 e | 32,51 g | 29,45 e |
| A | 83,30 c | 55,69 e | 42,64 d |
| $FN_4$ | 74,39 d | 40,37 f | 21,75 e |
| RF | 91,42 b | 77,32 c | 50,49 c |
| CV (%) | 2,38 | 4,96 | 11,03 |
| | | 2-1 mm (%) | |
| $FN_1$ | 0,28 g | 6,42 c | 8,88 b |
| P | 0,90 e | 2,39 g | 5,13 d |
| AF | 0,28 g | 1,45 h | 4,84 d |
| $FN_2$ | 1,28 d | 3,82 e | 10,53 a |
| M | 1,93 c | 3,12 f | 4,68 d |
| $FN_3$ | 4,13 b | 8,59 b | 6,33 c |
| A | 1,78 c | 5,21 d | 6,84 c |
| $FN_4$ | 5,34 a | 13,85 a | 8,23 b |
| RF | 0,69 f | 3,49 e | 7,60 b |
| CV (%) | 5,67 | 5,64 | 12,87 |
| | | <1 mm (%) | |
| $FN_1$ | 4,42 g | 23,73 d | 65,42 b |
| P | 5,54 f | 10,81 h | 30,42 e |
| AF | 2,91 h | 7,49 i | 29,55 e |
| $FN_2$ | 6,08 f | 15,65 f | 36,81 d |
| M | 11,65 d | 13,04 g | 16,64 f |
| $FN_3$ | 33,94 a | 58,90 a | 64,22 b |
| A | 14,92 c | 39,10 c | 50,52 c |
| $FN_4$ | 20,27 b | 45,78 b | 70,02 a |
| RF | 7,89 e | 19,19 e | 41,91 d |

| CV (%) | 4,00 | 1,94 | 6,38 |
|---|---|---|---|

Tabela 5. Estabilidade dos agregados em ambientes naturais e em usos antrópicos, em Humaitá, Amazonas.

[(1)] $FN_1$ – floresta nativa 1; P – pastagem; AF – agrofloresta; $FN_2$ – floresta nativa 2; M – mandioca; $FN_3$ – floresta nativa 3; A – açaí; $FN_4$ – floresta nativa 4; RF – reflorestamento. Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

Para os agregados entre 2-1 mm, foram registradas as maiores porcentagens nas duas primeiras camadas no ambiente com $FN_4$ (5,35 % e 13,85 %), respectivamente, e em $FN_2$ (10,53 %) na profundidade de 0,10-0,20 m. Os menores valores foram registrados em $FN_1$ e AF (0,28 %, para ambos) na profundidade de 0,00-0,05 m, AF (1,45 %) na profundidade de 0,05-0,10 m, e M (4,68 %), AF (4,84 %) e P (5,13 %) na profundidade de 0,10-0,20 m.

Para os agregados de menor tamanho (<1 mm), verificou-se a maior porcentagem no ambiente com $FN_3$ (33,94 %) e a menor com AF (2,91 %), na camada superior. Na profundidade de 0,05-0,10 m, a maior e a menor porcentagem continuaram com os mesmos ambientes, com 58,90 % para $FN_3$ e 7,49 % para AF. Na profundidade de 0,10-0,20 m, o maior valor foi no ambiente com $FN_4$ (70,02 %) e o menor valor foi no ambiente com M (16,66 %). Os horizontes superficiais são normalmente caracterizados pela estrutura granular arredondada que apresenta uma hierarquia na qual agregados >2 mm são compostos por agregados de menor tamanho (BRONICK & LAL, 2005).

Na Tabela 5, ficou nítido que a porcentagem de agregados >2 mm possui uma tendência de diminuição em profundidade, enquanto que os agregados <1 mm tendem a aumentar com o avanço em profundidade. A explicação para isso está relacionada ao teor de MO nos solos, pois existe correlação positiva entre MO e agregados >2 mm e negativa entre MO e agregados <1 mm.

A conversão de ambientes naturais em usos antrópicos favoreceu a alteração da estabilidade dos agregados em todos os ambientes do estudo e na maioria das profundidades consideradas, observando-se que houve redução significativa nos agregados de maior tamanho (>2 mm) apenas nos ambientes com P e M, na profundidade de 0,00-0,05 m. Essa diminuição no tamanho dos agregados pode ter sido ocasionada pela diminuição de MO (Tabela 6) e possível aumento da DS (Tabela 2).

Segundo Bronick & Lal (2005), a MO participa da agregação do solo formando agregados maiores e mais estáveis. Com a diminuição dos teores de MO os agregados, por ser uma propriedade do solo altamente dinâmica, tendem a ficarem menos estáveis em água, ocasionando sua desestruturação. De acordo com Campos et al. (2013), há correlação significativa entre o aumento no teor de MO e o aumento da estabilidade de agregados. O aumento na DS do solo pode influenciar na diminuição do tamanho dos

agregados devido à ruptura e/ou compressão dos mesmos, reduzindo assim o volume do agregado.

Na Tabela 6, nas profundidades de 0,00-0,05 e 0,05-0,10 m, o ambiente com AF apresentou o maior teor de CO, com 28,84 g $kg^{-1}$ e 21,75 g $kg^{-1}$, respectivamente.

| Ambientes [1] | Profundidades (m) | | |
|---|---|---|---|
| | **0,00-0,05** | **0,05-0,10** | **0,10-0,20** |
| | | Carbono orgânico (g $kg^{-1}$) | |
| $FN_1$ | 26,99 b | 18,19 b | 16,07 b |
| P | 26,30 b | 19,46 b | 18,74 a |
| AF | 28,84 a | 21,75 a | 16,57 b |
| $FN_2$ | 20,34 c | 17,98 b | 11,31 d |
| M | 18,64 c | 18,71 b | 14,89 c |
| $FN_3$ | 15,65 d | 11,55 d | 8,20 f |
| A | 16,85 d | 9,77 e | 8,81 f |
| $FN_4$ | 18,62 c | 12,85 c | 10,09 e |
| RF | 10,63 e | 9,87 e | 8,42 f |
| CV (%) | 13,77 | 14,51 | 6,07 |
| | | Matéria orgânica (g $kg^{-1}$) | |
| $FN_1$ | 46,53 b | 31,36 c | 27,69 b |
| P | 45,33 c | 33,54 b | 32,30 a |
| AF | 49,72 a | 37,49 a | 28,57 b |
| $FN_2$ | 35,06 d | 31,00 c | 19,49 d |
| M | 32,12 e | 32,26 c | 25,24 c |
| $FN_3$ | 26,98 g | 19,90 e | 14,13 f |
| A | 29,04 f | 16,84 f | 15,19 f |
| $FN_4$ | 32,09 e | 22,16 d | 17,39 e |
| RF | 18,33 h | 17,01 f | 14,51 f |
| CV (%) | 13,77 | 14,51 | 6,07 |
| | | Estoque de carbono (t $ha^{-1}$) | |
| $FN_1$ | 167,87 c | 250,20 d | 227,42 d |
| P | 181,56 b | 295,87 b | 295,75 a |
| AF | 216,01 a | 348,63 a | 259,09 b |
| $FN_2$ | 133,72 d | 277,07 c | 186,51 e |
| M | 123,95 e | 289,17 b | 245,69 c |
| $FN_3$ | 121,76 e | 191,51 e | 142,94 g |
| A | 139,16 d | 171,36 f | 151,93 g |
| $FN_4$ | 136,24 d | 194,46 e | 174,52 f |

| RF | 93,63 f | 172,64 f | 155,98 g |
|---|---|---|---|
| CV (%) | 11,60 | 2,70 | 3,68 |

Tabela 6. Carbono orgânico, matéria orgânica e estoque de carbono do solo em ambientes naturais e em usos antrópicos, em Humaitá, Amazonas.

(1) $FN_1$ – floresta nativa 1; P – pastagem; AF – agrofloresta; $FN_2$ – floresta nativa 2; M – mandioca; $FN_3$ – floresta nativa 3; A – açaí; $FN_4$ – floresta nativa 4; RF – reflorestamento. Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

Na profundidade de 0,00-0,05 m, o ambiente com RF apresentou o menor teor de CO (10,63 g $kg^{-1}$). Na profundidade de 0,05-0,10 m, os ambientes que apresentaram os menores teores de CO foram com A (9,77 g $kg^{-1}$) e com RF (9,87 g $kg^{-1}$), sem diferenças significativas entre si. Na profundidade de 0,10-0,20 m, o maior teor de CO foi encontrado em P (18,74 g $kg^{-1}$) e o menor teor na $FN_3$ (8,20 g $kg^{-1}$), seguido de RF (8,42 g $kg^{-1}$) e A (8,81 g $kg^{-1}$), sendo suas médias consideradas iguais pelo teste.

Solos com menos de 2% de carbono orgânico podem ser considerados erodíveis e a erodibilidade do solo diminui linearmente com conteúdo CO (LIU et al., 2010). Outras literaturas consideram o teor de 40 g $kg^{-1}$ como limite crítico para MO (EMBRAPA, 2012). Somente os ambientes com $FN_1$, P e AF apresentaram valores superiores aos limites críticos tanto para CO quanto para MO. A estabilidade estrutural dos agregados diminui quando práticas de manejo inadequadas resultam na redução do teor de MO, para a maioria dos solos (PAUL et al., 2013).

Os valores de EC sofreram influências tanto dos valores de CO quanto de DS. Contudo, os ambientes com maiores ou menores EC seguiram sendo os mesmos verificados com o CO e MO. Com isso, os mesmos ambientes que apresentaram os teores maiores ou menores de CO, apresentaram também os teores maiores ou menores de EC, ou seja, foram proporcionais.

Na comparação dos ambientes em usos antrópicos com seus ambientes naturais, percebeu-se que houve diferenças significativas no CO em AF nas profundidades de 0,00-0,05 e 0,05-0,10 m em relação a $FN_1$, em A somente na profundidade de 0,05-0,10 m em relação a $FN_3$, em P e M somente na profundidade de 0,10-0,20 m em relação a $FN_1$ e $FN_2$, respectivamente, e em RF nas três profundidades em relação a $FN_4$.

A manutenção de ambientes naturais e de ambientes com agrofloresta depende da reciclagem dos nutrientes contidos em serapilheira e na MO do solo (MOREIRA & MALAVOLTA, 2004). Altos teores de MO mantém um solo bem estruturado e com uma distribuição equilibrada das partículas (areia, silte, argila), com o aparecimento de poros onde a água e o ar são armazenados, constituindo um meio ideal para o desenvolvimento do sistema radicular e das plantas. Provavelmente, o aumento de MO no ambiente com AF foi devido ao acúmulo de resíduos vegetais (folhas, galhos e raízes) oriundas das plantas locais, associado a umidade e temperatura ideais, na presença de microrganismos

decompositores, resultando no aumento do teor de MO nesse ambiente. Os teores mais elevados de MO no solo provém do maior aporte de resíduos vegetais e ausência de usos antrópicos (SIQUEIRA NETO et al., 2009).

Para o caso de RF, o efeito foi contrário, pois houve supressão da cobertura vegetal, com posterior inserção de sistema silvipastoril, onde houve desgaste desse solo e eliminação da pastagem devido ao manejo inadequado, promovendo o baixo aporte de resíduos vegetais, o que pode justificar os baixos teores de carbono no solo. Silva et al. (2004) verificaram que pastagens de baixa produtividade favoreceram a redução da MO no solo.

Solos com floresta nativa apresentam maior teor de MO, o que lhes confere maior fertilidade devido ao maior aporte de resíduos orgânicos (MORAIS et al., 2012). A maior relação com a MO também ocorre pelo fato desta estar diretamente associada com a não interferência antrópica, sem o uso de implementos agrícolas e de tratos culturais, não degradando a estabilidade dos agregados do solo. Conforme Portugal et al. (2010) e Freitas et al. (2011), há um declínio no estoque de MO após a conversão de florestas nativas em sistemas agrícolas, em consequência do aumento da erosão do solo, mineralização da matéria orgânica do solo e aos menores aportes de resíduos orgânicos.

Os maiores valores de estoques de carbono (EC) foram encontrados em AF e P, em relação ao ambiente natural ($FN_1$) e aos outros ambientes. Conforme Salimon et al. (2007), valores elevados de estoque de carbono (EC) em ambientes com pastagens em comparação com floresta nativa podem ocorrer em função da maior densidade e teor de carbono orgânico nestas áreas, sendo que em alguns casos decresce nos primeiros anos da implantação, aumentando nos anos seguintes até atingir valores próximos ou superiores aos existentes antes da conversão, processo este que provavelmente tenha ocorrido com o ambiente AF.

Diversos estudos já verificaram maior quantidade de EC em ambientes sob pastagem em relação à floresta nativa. Desjardins et al. (2004) e Araújo et al. (2011), verificaram que dentre estes ambientes é possível observar que a evolução do carbono orgânico do solo obedece dois processos simultâneos, sendo um a contínua mineralização do carbono derivado da vegetação nativa devido aos ciclos de umedecimento e secagem do solo e o outro a progressiva incorporação do carbono derivado dos restos da cultura introduzida pela pastagem, principalmente pelas raízes das gramíneas. Souza et al. (2012), complementam afirmando que os elevados valores de EC de áreas sob pastagens podem ocorrer na presença de gramíneas que possuem sistema radicular abundante e efeito rizosférico intenso, onde após sua decomposição liberam nutrientes e contribuem na formação da MO do solo, favorecendo sua agregação.

Diante desses resultados, fica nítido que as ações antrópicas provocam alterações diversas nos ambientes naturais e que essas alterações variam em função dos usos e

manejos acometidos a esses ambientes.

## 3.2 Dimensão fractal da textura de solos em ambientes naturais e em usos antrópicos

Na Tabela 7, são apresentados os valores calculados de dimensões fractais (DF) para cada um dos diferentes ambientes analisados, nas profundidades de 0,00-0,05, 0,05-0,10 e 0,10-0,20 m e ainda as médias das três profundidades. Observou-se que houve aumento da DF conforme o avanço em profundidade em todos os ambientes do estudo, ou seja, quanto maior a profundidade maior o valor da DF. Esse efeito foi observado por Xiao et al. (2014), no Planalto de Loess, China, onde estudaram a DF em dez padrões típicos de uso do solo, obtendo resultados que mostraram que os valores da DF da textura do solo foram influenciados significativamente pelas profundidades do solo, padrões de uso do solo e suas interações.

Os ambientes com $FN_3$ (2,886), A (2,878) e $FN_4$ (2,876), $FN_2$ (2,868), M (2,858), apresentaram valores de DF sem diferenças significativas, sendo estes considerados os maiores valores para a profundidade de 0,00-0,05 m, respectivamente, em comparação aos outros ambientes. Na mesma profundidade, o ambiente com RF (2,818) apresentou isoladamente um valor intermediário de DF e os ambientes com $FN_1$ (2,746), P (2,738) e AF (2,732) apresentaram os menores valores de DF, com destaque para AF que apresentou o valor mais baixo, porém sem diferenças significativas em relação aos componentes do grupo ($FN_1$ e P).

| Ambiente [1] | Profundidades (m) | | | Média (Ambiente) |
|---|---|---|---|---|
| | 0,00-0,05 | 0,05-0,10 | 0,10-0,20 | |
| | Dimensão Fractal | | | |
| $FN_1$ | 2,746 c | 2,755 c | 2,772 c | 2,758 c |
| P | 2,738 c | 2,755 c | 2,788 c | 2,760 c |
| AF | 2,732 c | 2,739 c | 2,748 d | 2,740 c |
| $FN_2$ | 2,868 a | 2,878 b | 2,903 b | 2,883 b |
| M | 2,858 a | 2,875 b | 2,900 b | 2,878 b |
| $FN_3$ | 2,886 a | 2,918 a | 2,933 a | 2,912 a |
| A | 2,878 a | 2,905 a | 2,919 a | 2,901 a |
| $FN_4$ | 2,876 a | 2,884 b | 2,888 b | 2,883 b |
| RF | 2,818 b | 2,880 b | 2,919 a | 2,872 b |
| CV (%) | 0,59 | 0,62 | 0,68 | Média = 2,843 |

Tabela 7. Dimensão fractal da textura de solos sob ambientes naturais e em usos antrópicos, em Humaitá, Amazonas.

[1] $FN_1$ – floresta nativa 1; P – pastagem; AF – agrofloresta; $FN_2$ – floresta nativa 2; M – mandioca; $FN_3$ – floresta nativa 3; A – açaí; $FN_4$ – floresta nativa 4; RF – reflorestamento. Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

Na profundidade de 0,05-0,10 m, os ambientes com $FN_3$ (2,918) e A (2,905) tiveram as maiores DF. Os ambientes com $FN_1$ (2,755), P (2,755) e AF (2,739) foram os que apresentaram os menores valores de DF comparados aos outros ambientes.

Na profundidade de 0,10-0,20 m, os ambientes com, $FN_3$ (2,933), A (2,919), e RF (2,919) obtiveram os maiores valores de DF. Os menores valores de DF foram obtidos nos ambientes com P (2,788) e AF (2,748).

No geral, os resultados obtidos revelaram que o valor da DF da textura do solo foi maior quando as partículas do solo eram mais finas. Isso pode ser confirmado pela correlação ($p<0,01$) positiva de DF com a argila ($R = 0,99$) (Tabela 8). Essas correlações, demostraram que quanto maior o teor de argila, maior o valor da DF, seguindo a mesma tendência linear para todos os ambientes. Os valores de DF foram menores nos ambientes em que a argila apresentou menores valores ($FN_1$, P e AF), reforçando a correlação citada anteriormente, e também onde o silte apresentou maiores valores, justificando, a correlação ($p<0,01$) negativa entre a DF e silte ($R = -0,94$).

Os valores de DF encontrados nesse estudo corroboram com os valores encontrados por Xia et al. (2009), referindo-se a correlação com a argila. Os resultados encontrados no estudo desses autores, na região montanhosa de Yimeng, China, mostram que a dimensão fractal da distribuição do tamanho das partículas do solo foi sensível ao tamanho das partículas do solo em ambientes alterados. Isso foi justificado devido às correlações lineares significativas entre a dimensão fractal e teores de argila, silte e areia fina e porosidade do solo. Houve correlações positivas entre a dimensão fractal e o conteúdo de argila, microporosidade e porosidade total, enquanto correlações negativas foram obtidas entre dimensão fractal e conteúdo de areia e a macroporosidade. Assim, maiores teores de argila e silte e maiores teores de areia resultaram em maiores valores de DF.

Da mesma forma, Xu et al. (2013), avaliando a dimensão fractal da distribuição de tamanho de partícula do solo em diferentes tipos de vegetação e com tipos de solos semelhantes, em uma bacia hidrográfica no meio do Vale do Dan, na China, verificaram que os distúrbios antropogênicos tiveram um grande impacto nas dimensões fractais de diferentes tipos de uso do solo na área de estudo. Neste estudo, os valores de DF de solos em florestas e em pastagem (2,73 e 2,78) apresentaram valores inferiores em comparação aos solos agrícolas (2,81 e 2,89) e houve forte correlação positiva entre a DF e o conteúdo de silte e argila.

Os resultados dos estudos de Xia et al. (2009) e de Xu et al. (2013), demonstram que a análise da dimensão fractal da distribuição de tamanho de partícula do solo oferece uma abordagem útil para quantificar e avaliar o grau de degradação do solo entre tipos de solos semelhantes.

Para Xia et al. (2015), a DF é sensível aos diferentes perfis de intemperismo.

Os autores relataram no estudo que nas camadas do solo mais arenoso os valores de DF foram inferiores aos das camadas de solo mais argiloso e verificaram que a DF correlacionou negativamente com o teor de cascalho e areia e correlacionou positivamente com o conteúdo de argila. Os resultados deste estudo demonstram que a dimensão fractal pode ser usada para caracterização da distribuição do tamanho das partículas do solo e ser considerada como um indicador informativo para refletir o grau de intemperismo de diferentes perfis do solo na região montanhosa granítica, no Sul da China.

Na Figura 2 (A, B, C e D), são apesentadas as tendências lineares das correlações entre a DF com as frações componentes da textura (areia grossa, areia fina, silte e argila). Observa-se pela figura, que as correlações da DF com areia grossa e argila possuem a tendências positivas. Já com a correlação de DF com areia fina e silte ocorreu o contrário. As correlações de DF com silte e argila apresentaram equações de regressão lineares nitidamente melhores que a DF com areia, com coeficientes de determinação mais altos ($R^2$ = 0,8978, em C, e $R^2$ = 0,9646, em D), pois essas frações apresentaram dados mais homogêneos do que as frações de areia nos ambientes considerados.

Foi considerado o valor médio de 2,843 para a DF (Tabela 7), o qual foi aplicado nas equações de regressão da textura do solo: areia grossa y = 24,326x – 62,12; areia fina y = -48,337x + 294,82; silte y = -2213,1x + 6742,3; e, argila y = 2237,1x - 5975 (Figura 2). Com isso, obteve-se os seguintes resultados: areia grossa = 7,04 g $kg^{-1}$, areia fina = 157,40 g $kg^{-1}$, silte = 450,46 g $kg^{-1}$ e argila = 385,08 g $kg^{-1}$.

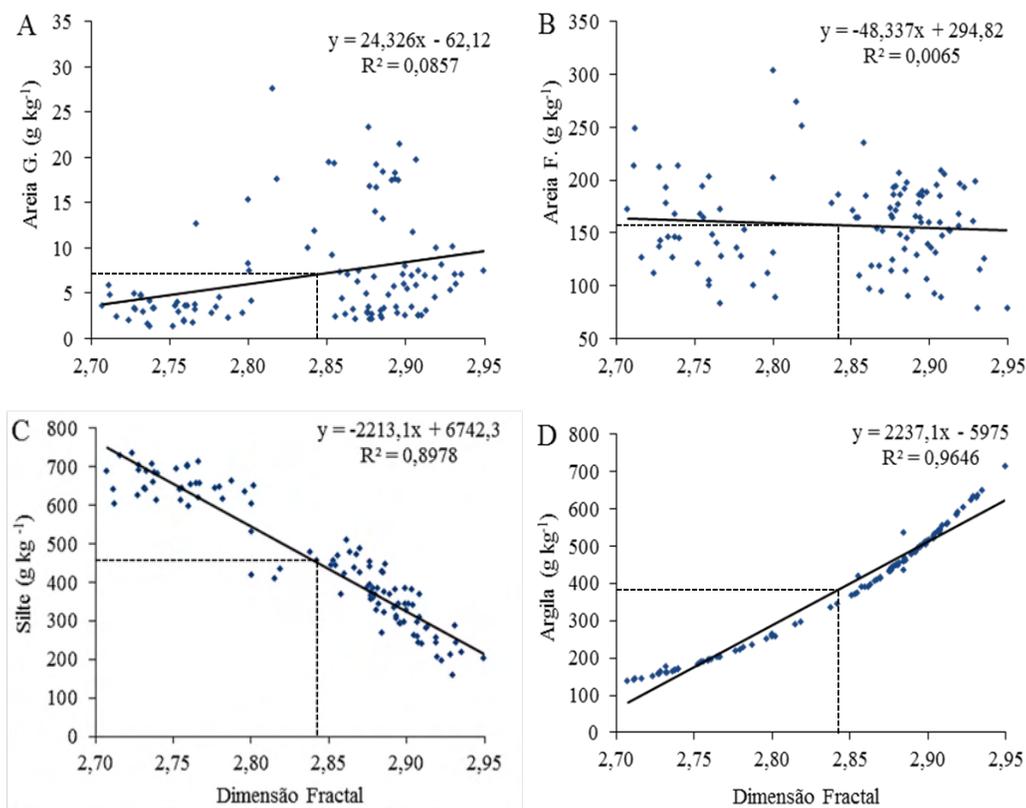



Figura 2. Areia grossa (A), areia fina (B), silte (C) e argila (D) em função da dimensão fractal da textura do solo (n = 108), na profundidade de 0,00-0,20 m.

Aplicando o valor de macroporosidade de 0,10 $m^3$ $m^{-3}$, valor considerado mínimo para as trocas líquidas e gasosas entre o ambiente externo e o solo considerado crítico para o crescimento das raízes da maioria das culturas (BAVER et al., 1972; KIEHL, 1979; PAGLIAI et al., 2003; BERGAMIN et al., 2010), na equação de regressão y = -0,2611x + 0,8314 (Figura 3), o resultado correspondente foi uma DF aproximada de 2,801, indicando maior risco de limitações ao desenvolvimento e crescimento das plantas pela redução do crescimento radicular e absorção de água e nutrientes, em DF da textura do solo igual ou superior a este valor.

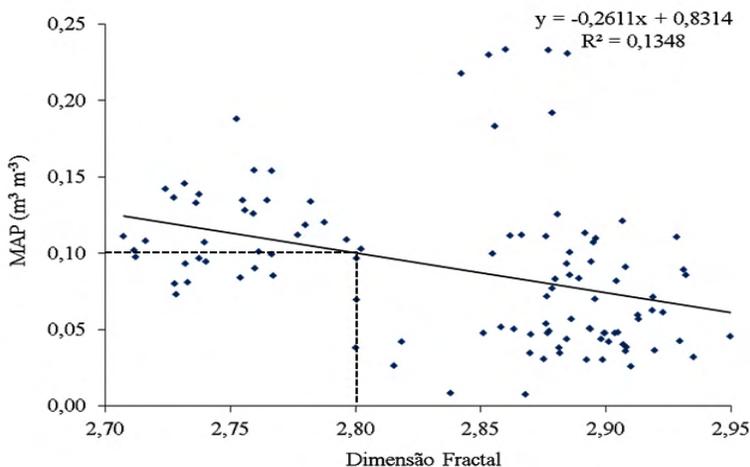



Figura 3. Macroporosidade (MAP) em função da dimensão fractal da textura do solo (n=108), na profundidade de 0,00-0,20 m.

A Figura 4 apresenta os valores da textura (eixo primário) em função da dimensão fractal (eixo secundário) para os diferentes ambientes estudados, com valores médios das três profundidades do estudo representando a profundidade de 0,00-0,20 m. Através da figura, é possível observar nitidamente que as retas da DF seguem as mesmas tendências das retas da argila, para todos os ambientes, ilustrando a alta correlação positiva entre essas duas variáveis. Observou-se que, dentre os ambientes estudados, os maiores valores de DF foram encontrados nos ambientes com $FN_3$ e A (Figura 4 e Tabela 7), os quais apresentaram os maiores teores de argila para as mesmas profundidades (Tabela 1), e os menores valores de DF nos ambientes com AF, P e $FN_{1,}$ que apresentaram os menores teores de argila.

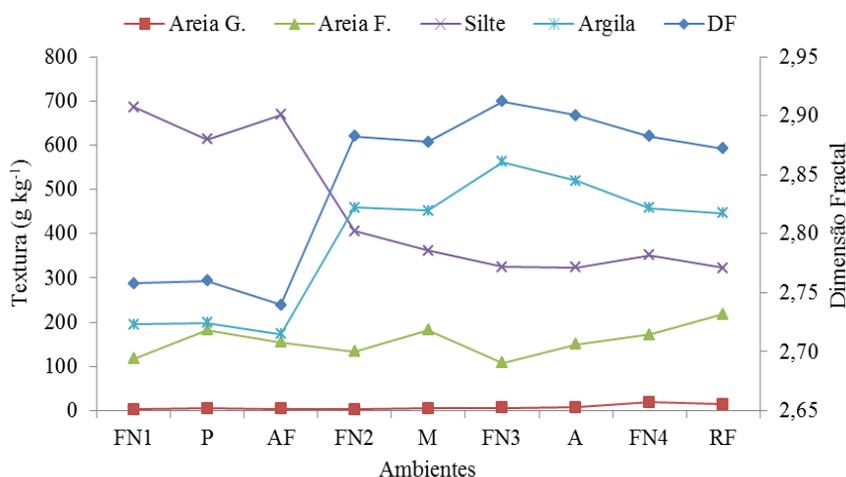



Figura 4. Textura em função da dimensão fractal da textura do solo em diferentes ambientes (n=12), na profundidade de 0,00-0,20 m. $FN_1$ – floresta nativa 1; P – pastagem; AF – agrofloresta; $FN_2$ – floresta nativa 2; M – mandioca; $FN_3$ – floresta nativa 3; A – açaí; $FN_4$ – floresta nativa 4; RF – reflorestamento.

### 3.3 Correlação entre os atributos físicos, carbono orgânico e dimensão fractal

As correlações entre os atributos do solo estudados e a dimensão fractal da textura do solo são apresentadas na Tabela 8. De acordo com Jakob (1999), a análise de correlação entre variáveis mostra os atributos que podem ser representados através de outros com certo grau de informação tolerável.

Observando a Tabela 8, dentre os atributos que apresentaram maiores valores de coeficiente de correlação, o CO teve maior correlação ($p<0,01$) positiva com o silte (0,73), DMG (0,71), DMP (0,71) e com agregados >2 mm (0,69), evidenciando que o CO tem importante contribuição na agregação das partículas do solo, apresentando também correlação ($p<0,01$) negativa com a DS (-0,74), argila (-0,73) e agregados <1 mm (-0,71), confirmando a importância do CO na estruturação do solo. Esses resultados estão de acordo com os obtidos por Cunha et al. (2017), trabalhando com diferentes usos de Terra Preta Arqueológica (TPA) na região Sul do Amazonas.

A DS teve correlação ($p<0,01$) negativa com MAP (-0,75), PT (-0,76), CO (-0,74), US (-0.68) e silte (-0,63), e correlação ($p<0,01$) positiva com a argila (0,58) e ($p<0,05$) com a areia (0,23). A explicação disso pode estar relacionada aos diferentes tipos de solos e usos dos ambientes, pois os solos com maior teor de argila podem ser mais facilmente alteráveis, com influências das práticas de manejo (tráfego de máquinas e animais) que podem compactar o solo, pela redução dos espaços porosos e consequente aumento da DS. Normalmente, a DS correlaciona melhor com a areia, como ocorrido no trabalho de Cunha et al. (2017), onde a DS teve melhor correlação positiva com areia (0,48) e depois

com a argila (0,17), efeito inverso ao que ocorreu no presente trabalho. Isso pode ser justificado devido ao preenchimento dos espaços entre as partículas de areia pela argila, tornando o solo mais susceptível à compactação.

A umidade do solo (US) teve maior correlação ($p<0,01$) positiva com PT (0,86), MIP (0,68), CO (0,46) e com MAP (0,31), corroborando com os resultados de Cunha et al. (2017) e de Bergamin et al. (2015) com MIP. A US também teve maior correlação ($p<0,01$) negativa com DS (-0,68) e com RSP (-0,52), que foram semelhantes aos resultados obtidos tanto por Cunha et al. (2017) quanto por Bergamin et al. (2015). No entanto, a RSP tende a diminuir em solos mais úmidos, favorecendo a correlação obtida nessa pesquisa. De acordo com Silveira et al. (2010), solos com baixo conteúdo de água, apresentam partículas mais próximas e difíceis de serem separadas, com o aumento da RSP, ficando evidente o poder de lubrificação da água no solo. Esses resultados apenas confirmam que, por ocasião da compactação, ocorrem a diminuição dos espaços porosos e aumento na DS e RSP e diminuição na US. Isso pode ser observado na Tabela 8, onde MAP teve correlação ($p<0,01$) positiva com PT (0,63), CO (0,53) e silte (0,48) e correlação ($p<0,01$) negativa com DS (-0,75), RSP (-0,43) e argila (-0,48).

Quanto à textura do solo, observou-se alta correlação ($p<0,01$) negativa entre argila e silte (-0,95) e correlação ($p<0,01$) positiva com CO (0,73). Isso pode ser atribuído ao processo de deslocamento de partículas mais finas, tanto na horizontal quanto na vertical, influenciando na distribuição do tamanho das partículas do solo (textura), o que também foi verificado no trabalho de Cunha et al. (2017).

| (1) | AG | AF | Areia | Silte | Argila | US | DS | MAP | MIP | PT | RSP | DMG | DMP | >2 mm | 2-1 mm | <1 mm | CO | MO | EC |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **AG** | --- | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| **AF** | 0,34** | --- | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| **Areia** | 0,43** | 0,99** | --- | | | | | | | | | | | | | | | | |
| **Silte** | -0,44** | -0,27** | -0,30** | --- | | | | | | | | | | | | | | | |
| **Argila** | 0,33** | -0,02 | 0,00 | -0,95** | --- | | | | | | | | | | | | | | |
| **US** | -0,24* | -0,35** | -0,34** | 0,23* | -0,12 | --- | | | | | | | | | | | | | |
| **DS** | 0,45** | 0,21* | 0,23* | -0,62** | 0,58** | -0,68** | --- | | | | | | | | | | | | |
| **MAP** | -0,40** | -0,06 | -0,08 | 0,48** | -0,48** | 0,31** | -0,75** | --- | | | | | | | | | | | |
| **MIP** | -0,04 | -0,37** | -0,35** | -0,14 | 0,27** | 0,68** | -0,07 | -0,30** | --- | | | | | | | | | | |
| **PT** | -0,28** | -0,27** | -0,27** | 0,30** | -0,22* | 0,86** | -0,76** | 0,63** | 0,45** | --- | | | | | | | | | |
| **RSP** | 0,18 | 0,22* | 0,22* | 0,05 | -0,12 | -0,52** | 0,42** | -0,43** | -0,20* | -0,59** | --- | | | | | | | | |
| **DMG** | -0,28** | 0,24* | 0,20* | 0,49** | -0,58** | 0,24* | -0,49** | 0,38** | -0,14 | 0,22* | 0,05 | --- | | | | | | | |
| **DMP** | -0,29** | 0,23* | 0,19* | 0,50** | -0,59** | 0,23* | -0,47** | 0,37** | -0,15 | 0,21* | 0,06 | 0,99** | --- | | | | | | |
| **>2 mm** | -0,30** | 0,25** | 0,20* | 0,49** | -0,57** | 0,26** | -0,47** | 0,37** | -0,13 | 0,23* | 0,04 | 0,96** | 0,97** | --- | | | | | |
| **2-1 mm** | 0,21* | -0,18 | -0,13 | -0,46** | 0,53** | -0,20* | 0,38** | -0,28** | 0,13 | -0,16 | -0,09 | -0,85** | -0,88** | -0,91** | --- | | | | |
| **<1 mm** | 0,30** | -0,25** | -0,21* | -0,49** | 0,59** | -0,25* | 0,48** | -0,38** | 0,14 | -0,23* | -0,04 | -0,99** | -0,99** | -0,99** | 0,89** | --- | | | |
| **CO** | -0,47** | -0,07 | -0,11 | 0,73** | -0,73** | 0,46** | -0,74** | 0,53** | 0,03 | 0,47** | -0,07 | 0,71** | 0,71** | 0,69** | -0,60** | -0,71** | --- | | |
| **MO** | -0,47** | -0,07 | -0,11 | 0,73** | -0,73** | 0,46** | -0,74** | 0,53** | 0,03 | 0,47** | -0,07 | 0,71** | 0,71** | 0,69** | -0,60** | -0,71** | 1,00** | --- | |
| **EC** | -0,40** | -0,00 | -0,04 | 0,37** | -0,36** | -0,12 | -0,11 | 0,26** | -0,14 | -0,30 | 0,12 | 0,18 | 0,16 | 0,11 | 0,04 | -0,15 | 0,39** | 0,39** | --- |
| **DF** | 0,34** | -0,05 | -0,20 | -0,94** | 0,99** | -0,12 | 0,58** | -0,48** | 0,27** | -0,22* | -0,13 | -0,59** | -0,60** | -0,59** | 0,54** | 0,60** | -0,74** | -0,74** | -0,37** |

Tabela 8. Coeficiente de correlação de Spearman (n = 108) entre os atributos físicos, carbono orgânico e dimensão fractal da textura em solos sob ambientes naturais e em usos antrópicos, na profundidade de 0,00-0,20 m, em Humaitá, Amazonas.

**significativo ao nível 1 % de probabilidade; *significativo ao nível de 5 % de probabilidade; (1) AG – areia grossa; AF – areia fina; US – umidade do solo; DS – densidade do solo; MAP – macroporosidade; MIP – microporosidade; PT – porosidade total; RSP – resistência do solo à penetração; DMG – diâmetro médio geométrico; DMP – diâmetro médio ponderado; CO – carbono orgânico; MO – matéria orgânica; EC – estoque de carbono.

### 3.4 Inter-correlações entre os atributos físicos, carbono orgânico e dimensão fractal da textura de solos em diferentes ambientes

A intenção da análise da inter-correlação entre os atributos físicos, carbono orgânico e dimensão fractal dos solos, obtidos através de amostras coletadas em uma camada de 0,00-0,20 m, foi identificar dentre eles os que mais discriminam os ambientes naturais e em usos antrópicos estudados.

Através da análise fatorial foi possível verificar que os resultados foram significativos (KMO = 0,74 e $p<0,05$ para o teste de esfericidade de Barlett), indicando, portanto, que foi adequada para os atributos avaliados. Para a análise de componentes principais (ACP), o número de fatores a serem extraídos foi estabelecido de maneira que estes explicassem pelo menos 70 % da variância total dos dados (Tabela 9 e Figura 5), que apresentaram autovalores da matriz de covariância superior a um (1) (MANLY, 2008), com 6,47 na CP1 e 3,62 na CP2. Do percentual da variância explicada, observou-se que a CP1 é responsável por 46,18 % da variância total de 72,01 %, enquanto que a CP2 é responsável por 25,83 %, com que foi suficiente para explicar a variabilidade dos dados originais. Foi verificado que Oliveira et al. (2015) e Cunha et al. (2017) encontraram valores de variância acima de 70% em atributos físicos e químicos do solo, sendo que esses valores podem ser atribuídos a variabilidade destes atributos.

Ambos os fatores (CP1 e CP2) apresentaram altos coeficientes de explicação para as características texturais, estruturais, de estabilidade dos agregados, carbono orgânico e da dimensão fractal dos solos em estudo (Tabela 9).

Dessa forma, a discriminação entre os ambientes diz respeito a essas características, com CP1 representando as características de textura do solo, estabilidade dos agregados do solo, carbono orgânico e dimensão fractal (silte, argila, DMG, DMP, classes de agregados >2 mm, 2-1 mm e <1 mm, CO e DF), enquanto a CP2 representou as características estruturais do solo (US, DS, MAP, PT e RSP). Estes atributos explicam a maior porcentagem de variação e são os que mais contribuem para alterar as características do solo em função do manejo. As variáveis com cargas fatoriais abaixo dos valores apresentados na CP1 e CP2 (areia, MIP, MO e EC) são aquelas que retêm pequena parte da variação total, o que demonstra que as demais variáveis não citadas contribuíram em menor proporção para discriminar o uso do solo (PRAGANA et al. 2012).

| Atributos (1) | Variância Comum | Fatores | |
|---|---|---|---|
| | | CP1 | CP2 |
| **Silte** | 0,56 | 0,72* | 0,20 |
| **Argila** | 0,63 | -0,79* | -0,09 |
| **US** | 0,75 | 0,09 | 0,86* |
| **DS** | 0,87 | -0,46 | -0,81* |
| **MAP** | 0,59 | 0,35 | 0,69* |
| **PT** | 0,91 | 0,12 | 0,94* |
| **RSP** | 0,61 | 0,15 | -0,77* |
| **DMG** | 0,85 | 0,91* | 0,14 |
| **DMP** | 0,80 | 0,89* | 0,13 |
| **>2,00 mm** | 0,79 | 0,88* | 0,13 |
| **2,00-1,00 mm** | 0,57 | -0,76* | -0,02 |
| **<1,00 mm** | 0,79 | -0,88* | -0,13 |
| **CO** | 0,75 | 0,78* | 0,37 |
| **DF** | 0,61 | -0,78* | -0,05 |
| **Variância Explicada (%)** | | 46,18 | 25,83 |

Tabela 9. Correlações entre cada componente principal e variáveis analisadas e análise fatorial dos atributos do solo referentes a uma profundidade de 0,00-0,20 m, com os fatores rotacionados (*varimax*) (Fator CP1 e CP2) correspondentes aos ambientes estudados, na região de Humaitá, Amazonas.

(1) US – umidade do solo; DS – densidade do solo; MAP – macroporosidade; PT – porosidade total; RSP – resistência do solo a penetração; DMG – diâmetro médio geométrico; DMP – diâmetro médio ponderado; CO – carbono orgânico; DF – dimensão fractal.

A Figura 5, com gráfico do "*scree plot*", também pode ser usada para a verificação da importância e contribuição de cada variável para explicação da variância total. Esse gráfico conjuntamente com os autovalores pode ser utilizado para a tomada de decisão da quantidade de componentes devem ser retidas para posterior aplicação da análise de componente principal (ACP).

Os pesos dos atributos de cada ambiente, na primeira e segunda componente retida, mostram que os atributos mais significativos para 72,01% da variabilidade explicada, nas profundidades 0,00–0,20 m, foram: silte (3,96 %), argila (4,50 %), US (5,39 %), DS (6,21 %), MAP (4,22 %), PT (6,48 %), RSP (4,39 %), DMG (6,10 %), DMP (5,73 %), >2 mm (5,63 %), 2-1 mm (4,09 %), <1 mm (5,62 %), CO (5,34 %) e DF (4,36 %) (Figura 5). Sendo que nestes atributos, possivelmente, ocorra maior impacto ou alteração, em relação aos outros atributos.

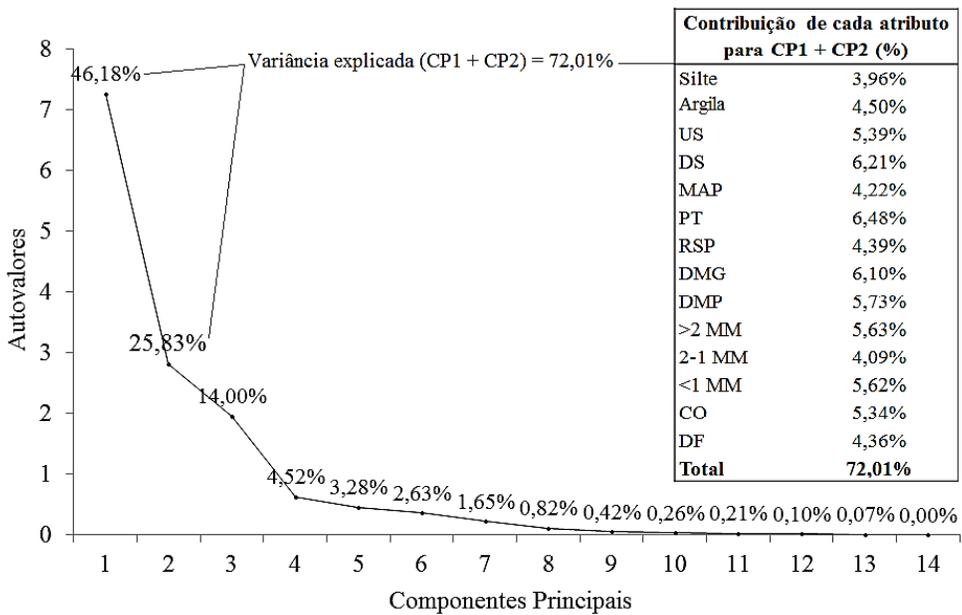



Figura 5. Proporção da variação no conjunto de dados explicada pelo componente principal (CP) e contribuição de cada variável para explicação da variância total pelo método "*scree plot*". US – umidade do solo; DS – densidade do solo; MAP – macroporosidade; PT – porosidade total; RSP – resistência do solo a penetração; DMG – diâmetro médio geométrico; DMP – diâmetro médio ponderado; CO – carbono orgânico; DF – dimensão fractal.

Na Figura 6 está representado o plano fatorial da distribuição dos escores dos diferentes ambientes estudados e da disposição das cargas fatoriais dos atributos do solo, coletadas a uma profundidade de 0,00-0,20 m, formado pelos CP1 e CP2. Para uma interpretação geométrica, os pesos atribuídos a cada variável correspondem as projeções a cada um dos eixos de coordenadas representado pelas componentes principais (MANLY, 2008).

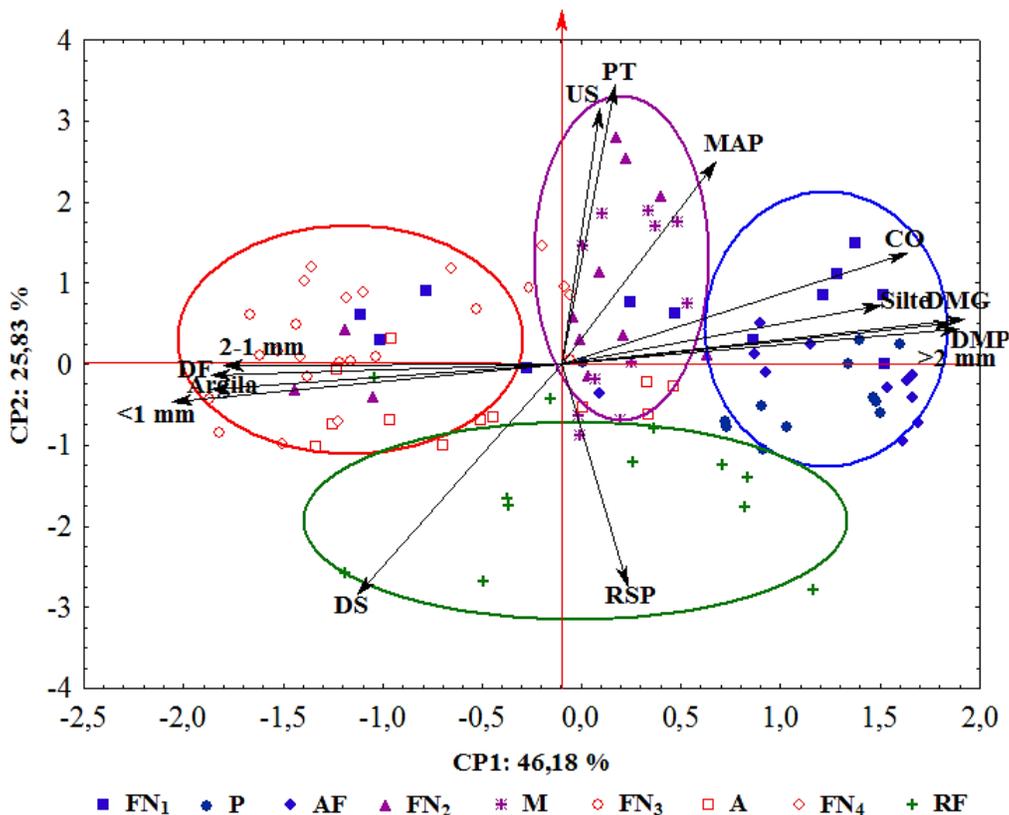



Figura 6. Plano fatorial dos atributos do solo coletados a uma profundidade de 0,00-0,20 m em solos sob ambientes naturais e em usos antrópicos na região de Humaitá, Amazonas. Valores padronizados de tal forma que a média é zero e as distâncias entre os escores são medidas pelo desvio padrão. $FN_1$ – floresta nativa 1; P – pastagem; AF – agrofloresta; $FN_2$ – floresta nativa 2; M – mandioca; $FN_3$ – floresta nativa 3; A – açaí; $FN_4$ – floresta nativa 4; RF – reflorestamento.

Observa-se maior adensamento dos escores nos ambientes com $FN_1$, P e AF distribuídos entre o primeiro e o quarto quadrantes (Figura 6), o que discrimina esses três ambientes em um grupo significativamente homogêneo. Desse modo, as amostras de solo coletadas nos ambientes sob $FN_1$, P e AF resultaram em valores para os atributos CO, silte, DMG, DMP e classes de agregados >2 mm acima da média, em comparação aos demais ambientes, correlacionados positivamente com a CP1, e aos atributos DF, argila, classes de agregados 2-1 mm e <1 mm abaixo da média, em comparação aos outros ambientes, correlacionados negativamente com a CP1. Por outro lado, as amostras de solo coletadas nos ambientes sob $FN_3$, A e $FN_4$ apresentam-se mais distribuídos entre o segundo e terceiro quadrantes, com atributos DF, argila, classes de agregados 2-1 mm e <1 mm acima da média, em comparação aos demais ambientes, correlacionados negativamente com a CP1, e os atributos CO, silte, DMG, DMP e classes de agregados >2 mm abaixo da média e

correlacionados positivamente com a CP1.

As amostras de solo coletadas nos ambientes sob $FN_2$ e M apresentam-se mais distribuídos no primeiro quadrante e resultaram em valores para os atributos US, PT e MAP acima da média, em comparação aos demais ambientes, correlacionados positivamente com a CP2, e aos atributos DS e RSP abaixo da média, em comparação aos outros ambientes, correlacionados negativamente com a CP2. Por outro lado, as amostras de solo coletadas nos ambientes sob RF apresentam-se mais distribuídos entre o terceiro e quarto quadrantes, com atributos DS e RSP acima da média, em comparação aos demais ambientes, correlacionados negativamente com a CP2, e os atributos US, PT e MAP abaixo da média e correlacionados positivamente com a CP2.

Com essa perspectiva, a caracterização dos ambientes com $FN_2$, M e RF é resumida em termos das características estruturais (US, MAP, PT, DS e RSP), sendo que os dois primeiros ambientes apresentaram melhores valores de US, MAP e PT com baixos valores de DS e RSP, enquanto que RF apresentou maiores valores na DS e RSP com menores valores em US, MAP e PT que, nesse caso, pode estar associada ao maior nível de compactação e resistência à ruptura do solo (SOARES et al., 2015). Nos ambientes com $FN_1$, P, AF, $FN_3$, $FN_4$ e A, a caracterização destes ambientes se resumiu em termos da textura, estabilidade dos agregados, carbono orgânico e dimensão fractal da textura dos solos, tendo maiores valores de CO, silte, DMG, DMP e agregados >2 mm os ambientes com $FN_1$, P e AF, os quais apresentaram menores valores de DF, argila e agregados de menores tamanhos (2-1 e <1 mm), enquanto que $FN_3$, $FN_4$ e A apresentaram exatamente o oposto.

## 4 | CONCLUSÕES

Os diferentes usos antrópicos dos ambientes provocam alterações significativas, tanto positivas quanto negativas, na textura e estrutura dos solos quando comparados aos seus ambientes naturais;

O ambiente com agrofloresta apresenta-se com os maiores ganhos de carbono orgânico, matéria orgânica e estoque de carbono até 0,10 m de profundidade e o ambiente com reflorestamento com a maior perda até 0,20 m de profundidade, em comparação aos seus ambientes naturais. A melhoria estrutural dos solos analisados possui estrita relação com aumento do carbono orgânico;

A dimensão fractal da textura dos solos nos ambientes considerados no estudo aumenta conforme o avanço em profundidade. O ambiente com o maior valor médio de dimensão fractal da textura é a floresta nativa 3 (2,912) e com o menor valor médio é ambiente com agrofloresta (2,740);

O carbono orgânico tem correlação positiva com silte, diâmetro médio geométrico,

diâmetro médio ponderado e agregados >2 mm, e negativa com densidade do solo e argila. A dimensão fractal da textura possui correlação positiva com argila e negativa com silte;

Os ambientes com floresta nativa 2 e com mandioca caracterizam-se pelos maiores valores de umidade gravimétrica do solo, macroporosidade e porosidade total, enquanto o ambiente com reflorestamento pelos maiores valores de densidade do solo e resistência do solo à penetração;

Os ambientes com floresta nativa 1, pastagem e agrofloresta caracterizam-se pelos maiores valores de carbono orgânico, silte, diâmetro médio geométrico, diâmetro médio ponderado e agregados >2 mm, enquanto floresta nativa 3, floresta nativa 4 e açaí são caracterizados pelos maiores valores de dimensão fractal da textura, argila e agregados entre 2-1 mm e <1 mm;

A estatística multivariada, através da análise das componentes principais, promove melhor entendimento das correlações entre os atributos do solo em diferentes ambientes e contribui para a avaliação da qualidade do solo de forma mais perceptível que a estatística univariada.

## REFERÊNCIAS


ALHO, L. C.; CAMPOS, M. C. C.; SILVA, D. M. P.; MANTOVANELLI, B. C.; SOUZA, Z. M. Variabilidade espacial de estabilidade de agregados e estoque de carbono em Cambissolo e Argissolo. Pesquisa Agropecuária Tropical, v.44, n.3, p.246-254, 2014. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S1983-40632014000300001

ALVES, M. C.; SUZUKI, L. G. A. S.; SUZUKI, L. E. A. S. Densidade do solo e infiltração de água como indicadores da qualidade física de um Latossolo Vermelho distrófico em recuperação. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.31, p.617-625, 2007. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832007000400002

AMARO FILHO, J.; ASSIS JÚNIOR, R. N.; MOTA, J. C. A. Física do solo: conceitos e aplicações. Imprensa Universitária, Fortaleza, CE, 2008, 290 p.

ANJOS, L. H. C.; PEREIRA, M. G, PÉREZ, D. V.; RAMOS, D. P. Caracterização e classificação de plintossolos no município de Pinheiro – MA. Revista Brasileira de Ciência Solo, v.31, n.5, p.1035-1044, 2007. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832007000500020

ARATANI, R. G.; FREDDI, O. S.; CENTURION, J. F.; ANDRIOLI, I. Qualidade física de um Latossolo Vermelho acriférrico sob diferentes sistemas de uso e manejo. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.33 n.3, 2009. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832009000300020

ARAÚJO, E. A.; KER, J. C.; MENDONÇA, E. S.; SILVA, I. R.; OLIVEIRA, E. K. Impacto da conversão floresta - pastagem nos estoques e na dinâmica do carbono e substâncias húmicas do solo no bioma amazônico. Acta Amazônica, v. 41, n. 1, p. 103–114, 2011. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672011000100012

ARAÚJO, F. S.; SALVIANO, A. A. C.; LEITE, L. F. C.; SOUZA, Z. M.; SOUSA, A. C. M. Physical quality of a yellow Latossol under integrated crop-livestock system. Revista Brasileira de Ciência do Solo. Viçosa, v. 34, n. 3, p. 717-723, 2010. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832010000300013

ARAÚJO, M. A. TORMENA, C. A.; SILVA, A. P. Propriedades físicas de um Latossolo Vermelho distrófico cultivado e sob mata nativa. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v.28, p.337-345, 2004. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832004000200012

AZEVEDO, A. C.; DALMOLIN, R.S.D. Solos e Ambiente: uma introdução. Santa Maria: Pallotti, 2004. 100p.

BAI, E.; BOUTTON, T. W.; LIU, F.; WU, B. X.; HALLMARK, C. T.; ARCHER, S. R. Spatial variation of δ13C and its relation to carbon input and soil texture in a subtropical lowland woodland. Soil Biology & Biochemistry, v.44, p.102–112, 2012. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/J. SOILBIO.2011.09.013

BAKKE, H. A.; LEITE, A. S. M.; SILVA, L. B. Estatística multivariada: aplicação da análise fatorial na engenharia de produção. Revista Gestão Industrial, Ponta Grossa, v.4, n.4, p.01-14, 2008.

BAVER, L. D.; GARDNER, W. H.; GARDNER, W. R. Soil physics. 4. ed. New York: John Wiley and Sons, 1972. 529p.

BERGAMIN, A. C.; VITORINO, A. C. T.; FRANCHINI, J. C.; SOUZA, C. M. A.; SOUZA, F. R. Compactação em um latossolo vermelho distroférrico e suas relações com o crescimento radicular do milho. Revista Brasileira de Ciência do Solo (Impresso), v. 34, p. 681-691, 2010. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832010000300009

BERGAMIN, A. C.; VITORINO, A. C. T.; SOUZA, F. R.; VENTUROSO, L. R.; BERGAMIN, L. P. P.; CAMPOS, M. C. C. Relationship of soil physical quality parameters and maize yield in a Brazilian Oxisol. Chilean journal of agricultural research, Chillán, v. 75, n. 3, p. 357-365, sept. 2015. DOI: http://dx.doi.org/10.4067/S0718-58392015000400013

BLAINSKI, É.; TORMENA, C. A.; FIDALSKI, J.; GUIMARÃES R. M. L. Quantificação da degradação física do solo por meio da curva de resistência do solo à penetração. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.32, p.975-983, 2008. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832008000300007

BOGNOLA, I. A. DEDECEK, R. A.; LAVORANTI, O. J.; HIGA, A. R. Influência de propriedades físicohídricas do solo no crescimento de Pinus taeda. Pesquisa Florestal Brasileira, Colombo, v. 30, n. 61, p. 37- 49, 2010. DOI: http://dx.doi.org/ 10.4336/2010.pfb.30.61.37

BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Projeto RADAMBRASIL, folha SB. 20, Purus. Rio de Janeiro, 1978. 561p.

BRONICK, C. J.; LAL, R. Soil structure and management: a review. Geoderma, Volume 124, Issue 1, P. 3-22, 2005. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005

CAMARGO, A. O. Compactação do solo e desenvolvimento de plantas. Campinas, Fundação Cargill, 1983. 44p.

CAMARGO, L. A.; MARQUES JÚNIOR, J.; PEREIRA, G. T. Spatial variability of physical attributes of an alfisol under diferente hillslope curvatures. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.34, p.617-630, 2010. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832010000300003

CAMPOS, B. C.; REINERT, D. J.; NICOLODI, R.; RUEDELL, J.; PETRERE, C. Estabilidade estrutural de um Latossolo Vermelho-Escuro distrófico após sete anos de rotação de culturas e sistemas de manejo de solo. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 19:121-126, 1995.

CAMPOS, M. C. C.; MARQUES JÚNIOR, J.; SOUZA, Z. M.; SIQUEIRA, D. S.; PEREIRA, G. T. Discrimination of geomorphic surfaces with multivariate analysis of soil attributes in sandstone - basalt lithosequence. Revista Ciência Agronômica (UFC. Online), v. 43, p. 429-438, 2012b. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S1983-40632012000200001

CAMPOS, M. C. C.; RIBEIRO, M. R.; SOUZA JUNIOR, V. S.; RIBEIRO FILHO, M. R.; AQUINO, R. E.; OLIVEIRA, I. A. Superfícies geomórficas e atributos do solo em uma topossequência de transição várzea-terra firme. Bioscence Journal, Uberlândia, v. 29, n. 1, p. 132-142, 2013.

CAMPOS, M. C. C.; RIBEIRO, M. R.; SOUZA JÚNIOR, V. S.; RIBEIRO FILHO, M. R.; ALMEIDA, M. C. Topossequência de solos na transição campos naturais-floresta na região de Humaitá, Amazonas. Acta Amazônica (Impresso), Manaus, v. 42, p. 387-398, 2012a. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672012000300011

CAMPOS, M. C. C.; RIBEIRO, M. R.; SOUZA JÚNIOR, V. S.; RIBEIRO FILHO, M. R.; SOUZA, R. V. C. C.; ALMEIDA, M. C. Características mineralógicas de latossolos e argissolos na região sul do Amazonas. Revista Acadêmica: Ciência Agrária e Ambiental, v. 9, n. 1, p. 11-18, 2011.

CAMPOS, M. C. C; SANTOS, L. A. C.; SILVA, D. M. P.; MANTOVANELLI, B. C.; SOARES, M. D. R. Caracterização física e química de terras pretas arqueológicas e de solos não antropogênicos na região de Manicoré, AM. Revista Agro@mbiente, v. 6, p. 102-109, 2012c.

CAPECHE, C. L. Noções sobre tipos de estrutura do solo e sua importância para o manejo conservacionista. Comunicado Técnico 51. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2008. 6p.

CARVALHO, L. A.; NETO, V. J. M.; SILVA, L. F.; PEREIRA, J. G.; NUNES, W. A. G. A.; CHAVES, C. H. C. Resistência mecânica do solo à penetração (RMP) sob cultivo de cana-de-açúcar, no município de Rio Brilhante-MS. Agrarian, v.1, n.2, p.7- 22, 2008.

CASTRIGNANÒ, A.; STELLUTI, M. Fractal geometry and geostatistics for describing the field variability of soil aggregation. Journal of Agricultural Engineering Research., v. 73, p. 13-18, 1999. DOI: https://doi.org/10.1006/jaer.1998.0385

CAVALIERI, K. M. V.; TORMENA, C. A.; VIDIGAL FILHO, P. S.; GONÇALVES, A. C. A.; COSTA, A. C. S. Efeitos de sistemas de preparo nas propriedades físicas de um Latossolon Vermelho distrófico. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.30, p.137-147, 2006. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832006000100014

COLLARES, G. L.; REINERT, D. J.; REICHERT, J. M.; KAISER, D. R. Compactação de um Latossolo induzida pelo tráfego de máquinas e sua relação com o crescimento e produtividade de feijão e trigo. Revista Brasileira de Ciências do Solo, 32:933- 942, 2008. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832008000300003

COLLARES, G. L.; REINERT, D. J.; REICHERT, J. M.; KAISER, D. R. Qualidade física do solo na produtividade da cultura do feijoeiro num Argissolo. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.41, n.11, p.1663-1674, 2006. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2006001100013

COSTA LIMA, V.; LIMA, M. R. Formação do solo. In: O solo no meio ambiente: Abordagem para Professores do Ensino Fundamental e Médio e Alunos do Ensino Médio. Ed.s: COSTA LIMA, V.; LIMA, M. R.; MELO, V. F. Universidade Federal do Paraná, Departamento de Solos e Engenharia Agrícola. Curitiba, PR. Capítulo de livro, p. 1-10, 2007.

COSTA, N. A. et al. Controle de plantas invasoras em pastagens cultivadas. In: ______ et al. Pastagens cultivadas na Amazônia. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2000. p.72-98.

CRUZ, C. D.; REGAZZI, A. J. Modelos biométricos aplicados ao melhoramento genético. 2.ed. rev. Viçosa: UFV, 390 p, 2001.

CUNHA, E. Q.; STONE L. F.; MOREIRA, J. A. A.; FERREIRA, E. P. B.; DIDONET, A. D.; LEANDRO, W. M. Sistemas de preparo do solo e cultura de cobertura na produção orgânica de feijão e milho. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 35, p. 589-602, 2011. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832011000200029

CUNHA, J. M.; CAMPOS, M. C. C.; GAIO, D. C.; NOGUEIRA, J. S.; SOARES, M. D. R.; SILVA, D. M. P.; OLIVEIRA, I. A. Fractal analysis in the description of soil particle-size distribution under different land-use patterns in Southern Amazonas State, Brazil. African Journal of Agricultural Research, 11(23), 2032-2042, 2016. DOI: 10.5897/AJAR2015.10649

CUNHA, J. M.; GAIO, D. C.; CAMPOS, M. C. C.; SOARES, M. D. R.; SILVA, D. M. P.; LIMA, A. F. L. Atributos físicos e estoque de carbono do solo em áreas de Terra Preta Arqueológica da Amazônia. Revista Ambiente e Água, Taubaté, v. 12, n. 2, p. 263-281, 2017. DOI: http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1890

CUNHA, T. J. F.; MADARI, B. E.; BENITES, V. M.; CANELAS, L. P.; NOVOTNY, E. H.; MOUTTA, R. O.; TROMPOWSKY, P.; SANTOS, G. A. Fracionamento químico da matéria orgânica e características de ácidos húmicos de solos com horizonte A antrópico da Amazônia (Terra Preta). Acta Amazônica, v. 37, p. 91-98, 2007. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672007000100010

CUNHA, T. J. F.; MADARI, B. E.; CANELLAS, L. P.; RIBEIRO, L. P.; BENITES, V. M.; SANTOS, G. A.; Soil organic matter and fertility of anthropogenic dark earths (terra preta de índio) in the Brazilian Amazon basin. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 33, p.85-93. 2009. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832009000100009

DANIEL, L. A.; LUCARELLI, J. R.; CARVALHO, J. F. Efeito do método de preparo do solo na formação e localização de camadas compactadas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 24, 1995, Viçosa. Anais... Viçosa: SBEA/UFV, 1995. p.370.

DESJARDINS, T.; BARROS, E.; SARRAZIN, M.; GIRARDIN, C.; MARIOTTI, A. Effects of forest conversion to pasture on soil carbon content and dynamics in Brazilian Amazonia, Agriculture, Ecosystems & Environment, Volume 103, Issue 2, 2004, Pages 365-373, ISSN 0167-8809. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2003.12.008

ELLISON, W. D. Soil erosion studies part Agricultural Engineering, v. 28, n.4, 1947, p.145-146.

EMBRAPA. 2011. Manual de métodos de análise de solo. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Rio de Janeiro, 2011. 230p.

EMBRAPA. 2012. Embrapa Milho e Sorgo. Sistema de Produção, 1. ISSN 1679-012X. Versão Eletrônica - 8ª edição. Out./2012. Disponível em: <http://www.cnpms.embrapa.br/publicacoes/milho_8_ed/feranalise.htm>. Acesso em: 30 jul. 2017.

EMBRAPA. 2013. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 3.ed. revisada e ampliada. Brasília. 2013. 353p.

FELLER, C.; BEARE, M. H. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. Geoderma, Amsterdam, v.7, p.69–116, 1997. DOI:10.1016/ S0016-7061(97)00039-6

FERREIRA, M. M. Caracterização Física do Solo; Física do Solo. Editor Quirijn de Jong van Lier, Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2010. 298 p.

FREITAS, L.; CASAGRANDE, J. C.; OLIVEIRA, I. A.; AQUINO, R. E. Análises multivariadas de atributos físicos em latossolo vermelho submetidos a diferentes manejos. Enciclopédia Biosfera, Goiânia, v. 8, n. 15, p. 127-139, 2012.

FREDDI, O. S.; FERRAUDO, A. S.; CENTURION, J. F. Análise multivariada na compactação de um latossolo vermelho cultivado com milho. Revista Brasileira de Ciências do Solo, Viçosa, v. 32, p.953-961, 2008.

FREITAS, L.; CASAGRANDE, J. C.; OLIVEIRA, I. A.; MORETI, T. C. C. F.; CARMO, D. A. B. Avaliação de Atributos Químicos e Físicos de Solos com Diferentes Texturas Cultivados com Cana-de-Açúcar. Enciclopédia Biosfera, Goiânia, v. 9, n. 17, p.362-374, 2013.

FREITAS. L.; CASAGRANDE, J. C.; DESUÓ, I. C. Atributos químicos e físicos de solo cultivado com cana-de-açúcar próximo a fragmento florestal nativo. Holos Environment, Rio Claro, v. 11, n. 2, p. 137 - 147, 2011. DOI: 10.5380/rf.v45i2.30104

FUENTES, C.; BRAMBILA, F.; VAUCLIN, M.; PARLANGE, J. Y.; HAVERKAMP, R. Modelación fractal de la conductividad hidráulica de los suelos no saturados. Ingeniería Hidráulica, v.16, p.119-137, 2001.

GALETI, P. A. Conservação do Solo. 2.ed. Campinas, Instituto Campineiro de Ensino Agrícola, 1973. 140p.

GAVA, R. Evaporação da água do solo sob diferentes taxas de cobertura com resíduos vegetais. Maringá: Universidade Estadual de Maringá – UEM, 2010. 62p. Dissertação (Mestrado em Agronomia).

GIAROLA, N. F. B., TORMENA, C. A., DUTRA, A. C. Physical degradation of a red latosol used for intensive forage production. Revista Brasileira de Ciência do Solo. v.31, n.4, p.863-873. 2007.

GOULART, R. Z.; LOVATO, T.; PIZZANI, R.; LUDWIG, R. L.; SCHAEFER, P. E. Comportamento de atributos físicos do solo em sistema de integração lavoura-pecuária. Enciclopédia Biosfera, Goiânia, v.6, n.11, p.1-15, 2010.

HOTT, M. C.; SOARES, V. P.; RIBEIRO. C. A. Á. S.; GRIFFITH. J. J. Análise fractal de textura usando um operador de Hurst em uma imagem TM/Landsat. Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 12, 2005, Goiânia. Anais... Goiânia: INPE, 2005. p.4089-4093.

JAKELAITIS, A.; SILVA, A. A.; SANTOS, J. B.; VIVIAN, R. Qualidade da camada superficial de solo sob mata, pastagem e áreas cultivadas. Pesquisa Agropecuária Tropical, Goiânia, v. 38, n. 2, p. 118-127, 2008.

JAKOB, A. A. E. Estudo da correlação entre mapas de variabilidade de propriedades do solo e mapas de produtividade para fins de agricultura de precisão. 1999. 145 f. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Engenharia agrícola – FEAGRI, Campinas, 1999.

JIMENEZ, R. L.; GONÇALVES, W. G.; ARAÚJO FILHO, J. V.; ASSIS, R. L.; PIRES, F. R.; SILVA, G. P. Crescimento de plantas de cobertura sob diferentes níveis de compactação em um Latossolo Vermelho. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, v. 12, n. 2, p. 116–121, 2008. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662008000200002

JUO, A. S. R.; FRANZLUEBBERS, K. Tropical Soils: Properties and management for sustainable agriculture. Oxford University Press, 2003. 267p.

KARA, Ö.; BOLAT, I. Soil microbial biomass C and N changes in relation to forest conversion in the northwestern Turkey. Land Degradation & Development, Chichester, v. 19, n. 4, p. 421–428, 2008. DOI: 10.1002/ldr.850

KATO, E.; RAMOS, M. L. G.; VIEIRA, D. F. A; MEIRA, A. D.; MOURÃO, V. C. Propriedades físicas e teor de carbono orgânico de um Latossolo Vermelho-Amarelo do cerrado, sob diferentes coberturas vegetais. Bioscience Journal. v.26, n.4, p.732-738, 2010.

KEMPER, W. D.; CHEPIL, W. S. Size distribution of aggregates. In: Black, C.A.; Evans, D.D.; White, J.L.; Ensminger, L.E.; Clark, F.E. (Ed). Methods of soil analysis – Physical and mineralogical properties, including statistics of measurement and sampling. Agronomy Series 9. American Society of Agronomy, Madison, p.499-510. 1965.

KRAMER, L. F. M. Atributos químicos e físicos de um Latossolo sob plantio direto em zonas de manejo com diferentes produtividades. Guarapuava: Universidade Estadual do Centro-Oeste, 2012. 62p. Dissertação (Mestrado em Agronomia).

LEITE, L. F.; GALVÃO, S. R.; HOLANDA NETO, M.; ARAÚJO, F. S.; IWATA, B. F. Atributos químicos e estoques de carbono em Latossolo sob plantio direto no cerrado do Piauí. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, v. 14, n. 12, p. 1273-1280, 2010. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662010001200004

LEPSCH, I. F. 19 lições de pedologia. São Paulo: Oficina de Textos, 2011.

LIMA, C. G. R.; CARVALHO, M. P.; MELLO, L. M. M.; LIMA, R. C. Correlação linear e espacial entre a produtividade de forragem, porosidade total e a densidade do solo de Pereira Barreto (SP). Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v.31, n.6, p.1233-1244, 2007. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832007000600002

LIMA, H. N.; MELLO, J. W. V.; SCHAEFER, C. E. G. R.; KER, J. C.; LIMA, A. M. N. Mineralogia e química de três solos de uma toposseqüência da Bacia Sedimentar do Alto Solimões, Amazônia Ocidental. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 30, p. 59-68, 2006. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832006000100007

LIU, X. B.; ZHANG, X. Y.; WANG, Y. X.; SUI, Y. Y.; ZHANG, S. L.; HERBERT, S. J.; DING, G. Soil degradation: a problem threatening the sustainable development of agriculture in Northeast China. Plant, Soil and Environment, v.56, p.87–97, 2010.

LIU, X.; ZHANG, G.; HEATHMAN, G. C.; WANG, Y.; HUANG, C. Fractal features of soil particlesize distribution as affected by plant communities in the forested region of Mountain Yimeng, China. Geoderma, 154: 123-130. 2009. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.10.005

LUIZÃO, F. J.; FEARNSIDE, P. M.; CERRI, C. E. P.; LEHMANN, J. 2009. The maintenance of soil fertility in Amazonian managed systems. p. 311-336. In: KELLER, M.; BUSTAMANTE, M.; GASH, J.; SILVA DIAS, P. (Eds.). Amazonia and Global Change. Geophysical Monograph Series, Volume 186. Washington, DC, U.S.A.: American Geophysical Union (AGU), 2008. 565 p.

MACEDO V. R. M; SILVA A. J. N; CABEDA M. S. V. Influência de tensões compressivas na pressão de pré-compactação e no índice de compressão do solo. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.14, n.8, p.856-862, 2010. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662010000800010

MAIA, M. A. M.; MARMOS, J. L. Geodiversidade do estado do Amazonas. Manaus: CPRM, 2010. P. 73-77.

MALUCHE-BARETTA, C. R. D.; AMARANTE, C. V. T.; FILHO, O. K. Análise multivariada de atributos do solo em sistemas convencional e orgânico de produção de maçãs. Pesquisa agropecuária brasileira, Brasília, v.41, n.10, p.1531-1539, 2006. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2006001000011

MANDELBROT, B. B. The fractal geometry of nature. New York: W. H. Freeman,1982. 468p.

MANTOVANELLI, B. C.; SILVA, D. A. P. CAMPOS, M. C. C.; GOMES, R. P.; SOARES, M. D. R.; SANTOS L. A. C. Avaliação dos atributos do solo sob diferentes usos na região de Humaitá, Amazona. Revista Ciências Agrárias, v.58, n.2, p. 122-130, abr./jun. 2015.

MARCHÃO, R. L.; VILELA, L.; PALUDO, A. L.; JÚNIOR, R. G. Impacto do pisoteio animal na compactação do solo sob integração lavoura-pecuária no Oeste Baiano. Planaltina, DF: EMBRAPA, 2009, 6p. (EMBRAPA. Comunicado Técnico, 163).

MARQUES JÚNIOR, J. Caracterização de áreas de manejo específico no contexto das relações solo-relevo. 2009. 113 f. Tese (Livre-Docência) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2009.

MARTINS, G. C.; FERREIRA, M. M.; CURI, M.; VITORINO, A. C. T.; SILVA, M. L. N. Campos nativos e matas adjacentes da região de Humaitá (AM): atributos diferenciais dos solos. Ciência e Agrotecnologia, v. 30, n. 02, p. 221-227, 2006. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S1413-70542006000200005

MEIRELES, H. T.; MARQUES JÚNIOR, J.; CAMPOS, M. C. C.; PEREIRA, G. T. Relações solo-paisagem em topossequência de origem basáltica. Pesquisa agropecuária tropical, Goiânia, v. 42, n. 2, p. 129-136, 2012.

MONCADA, M. P.; PENNING, L. H.; TIMMD, L. C.; GABRIELS, D.; CORNELIS, W. M. Visual examinations and soil physical and hydraulic properties for assessing soil structural quality of soils with contrasting textures and land uses. Soil & Tillage Research, v.140, p.20–28, 2014. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2014.02.009

MORAIS, T. P. S.; PISSARRA, T. C. T.; REIS, F. C. Atributos físicos e matéria orgânica de um Argissolo Vermelho-Amarelo em microbacia hidrográfica sob vegetação nativa, pastagem e cana-de-açúcar. Enciclopédia Biosfera, Goiânia, v. 8, n. 15, p. 213 - 223, 2012.

MOREIRA, A.; MALAVOLTA, E. Dinâmica da matéria orgânica e da biomassa microbiana em solo submetido a diferentes sistemas de manejo na Amazônia Ocidental. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.39, p.1103-1110, 2004.

MUELLER, L.; SHEPHERD, G.; SCHINDLER, U.; BALL, B. C.; MUNKHOLM, L. J.; HENNINGS, V.; SMOLENTSEVA, E.; RUKHOVIC, O.; LUKIN, S.; HUI, C. Evaluation of soil structure in the framework of an overall soil quality rating. Soil & Tillage Research, v.127, p. 74–84, 2013. DOI: https://doi.org/10.1016/j.still.2012.03.002

NASCIMENTO, P. C. do; BAYER, C.; SILVA NETTO, L. de F. da; VIAN, A. C.; VIEIRO, F.; MACEDO, V. R. M.; MARCOLIN, É. Sistemas de manejo e a matéria orgânica de solo de várzea com cultivo de arroz. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.33, p.1821-1827, 2009. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832009000600030

NESMITH, D. S. Soil compation in double-cropped wheat and soybean on Ultissol. Soil Science Society of America Journal, Madison, v.51, p.183-186, 1987. DOI:10.2136/sssaj1987.03615995005100010038x

NIERO, L. A. C. Avaliações Visuais como Índice de Qualidade do Solo e sua Validação por Análises Físicas e Químicas em um Latossolo Vermelho Distroférico com Usos e Manejos Distintos. Campinas: IAC-Instituto Agronômico, 2009. 128p. Dissertação (Mestrado em Agronomia).

NOVAES FILHO, J. P.; COUTO, E. G.; OLIVEIRA, V. A.; JOHNSON, M. S.; LEHMANN, J.; RIHA, S. S. Variabilidade especial de atributos físicos de solo usada na identificação de classes pedológicas de microbacias na Amazônia meridional. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.31, p.91-100, 2007. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832007000100010

OLIVEIRA, I. A.; CAMPOS, M. C. C.; SOARES, M. D. R.; AQUINO, R. E.; MARQUES JUNIOR, J.; NASCIMENTO, E. P. Variabilidade espacial de atributos físicos em um cambissolo háplico sob diferentes usos na região sul do amazonas. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v. 37, p. 1103-1112, 2013. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832013000400027

OLIVEIRA, I. A; CAMPOS, M. C. C; FREITAS, L.; SOARES, M. D. R. Caracterização de solos sob diferentes usos na região sul do Amazonas. Acta Amazônica, v. 45, n. 1, p. 1-12, 2015. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/1809-4392201400555

PAGLIAI, M.; MARSILI, A.; SERVADIO, P.; VIGNOZZI, N. & PELLEGRINI, S. Changes in some physical properties of a clay soil in Central Italy following the passage of rubber tracked and wheeled tractors of medium power. Soil Till. Res., 73:119-129, 2003.

PARENT, L. E.; PARENT, S.; KÄTTERER, T.; EGOZCUE, J. J. Fractal and compositional analysis of soil aggregation. In: Egozcue, J.J.; Tolosana-Delgado, R.; Ortego, M.I. (Ed.). 4th International Workshop on Compositional Data Analysis. 2011. DOI: 10.13140/RG.2.1.4373.1289

PAUL, B. K.; VANLAUWE, B.; AYUKE, F.; GASSNER, A.; HOOGMOED, M.; HURISSO, T. T.; KOALA, S.; LELEI, D.; NDABAMENYE, T.; SIX, J.; PULLEMAN, M. M. Medium-term impact of tillage and residue management on soil aggregate stability, soil carbon and crop productivity. Agriculture, Ecosystems and Environment, v.164, p.14-22, 2013. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.003

PERFECT, E.; KAY, B. D. Brittle fracture of fractal cubic aggregates. Soil Science Society American Journal, v. 59, p. 969-974, 1995. DOI: 10.2136/sssaj1995.03615995005900040002x

PERFECT, E.; RASIAH, V.; KAY, B. D. Fractal dimension of soil aggregatesize distributions calculated by number and mass. Soil Science Society American Journal, v. 56, p. 1407-1409, 1992. DOI: 10.2136/sssaj1992.03615995005600050012x

PETEAN, L. P. Qualidade física de um Latossolo Vermelho distroférrico sob integração lavoura-pecuária. Maringá: Universidade Estadual de Maringá – UEM, 2011, 140p. Tese (Doutorado em Agronomia).

PIGNATARO NETTO, I. T.; KATO, E; GOEDERT, W. J. Atributos físicos e químicos de um latossolo Vermelho-amarelo sob pastagens com diferentes históricos de uso. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v. 3, p. 1441-1448, 2009. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832009000500034

PORTUGAL, A. F.; COSTA, O. D. V.; COSTA, L. M. Propriedades físicas e químicas do solo em áreas com sistemas produtivos e mata na região da Zona da Mata mineira. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v. 34, n. 2, p. 575 - 585, 2010.

PRAGANA, R. B.; RIBEIRO, M. R.; NÓBREGA, J. C. A.; RIBEIRO FILHO, M. R.; COSTA, J. A. Qualidade física de Latossolos Amarelos sob plantio direto na região do Cerrado piauiense. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.36, p.1591-1600, 2012. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832012000500023

PROSPERINI, N.; PERUGINI, D. Particle size distributions of some soils from the Umbria Region (Italy): Fractal analysis and numerical modeling. Geoderma, 145: 185-195, 2008. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.03.004

QUESADA, C. A.; LLOYD, J.; ANDERSON, L. O.; FYLLAS, N. M.; SCHWARZ, M.; CZIMCZIK, C. I. Soils of Amazonia with particular reference to the Rain for sites. Biogeosciences Discussion, München, v. 6, n. 2, p. 3851–3921, 2009. DOI: https://doi.org/10.5194/bg-8-1415-2011

REICHERT, J. M.; KAISER, D. R.; REINERT, D. J.; RIQUELME, U. F. B. Variação temporal de propriedades físicas do solo e crescimento radicular de feijoeiro em quatro sistemas de ambiente. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.44, n.3, p.310-319. 2009. DOI: 10.1590/S0100-204X2009000300013

REICHERT, J. M.; REINERT, D. J.; SUZUKI, L. E. A. S.; HORN, R. Mecânica do Solo. In: VAN LIER, Q, J. Física do Solo. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2010. p.29-102.

REINERT, D. J.; ALBUQUERQUE, J. A.; REICHERT, J. M. ; AITA, C.; ANDRADA, M. M. C. Limites Críticos de Densidade do Solo para o Crescimento de Raízes de Plantas de Cobertura em Argissolo Vermelho. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.32, p.1805-1816, 2008. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832008000500002

REINERT, D. J.; REICHERT, J. M. Propriedades Físicas do Solo. Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, 2006. 18p.

RIBAS, C. Caracterização da fertilidade atual dos solos da região de Guarapuava - PR. Guarapuava: Universidade Estadual do Centro-Oeste, 2010. 66p. Dissertação (Mestrado em Agronomia).

RIBEIRO, K. D.; MENEZES, S. M.; MESQUITA, M. da G. B. de F.; SAMPAIO F. de M. T. Propriedades físicas do solo, influenciadas pela distribuição de poros, de seis classes de solos da região de Lavras-MG. Ciência Agrotécnica, v.31, n.4, p.1167-1175, 2007. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S1413-70542007000400033

RIVERO, S.; ALMEIDA, O.; ÁVILA, S.; OLIVEIRA, W. Pecuária e desmatamento: uma análise das principais causas diretas do desmatamento na Amazônia. Nova Economia, Belo Horizonte. 19 (1) 41-66 janeiro-abril de 2009. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0103-63512009000100003

RONQUIM, C. C. Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento. Embrapa Monitoramento por Satélite. Campinas, 2010, 26p.

ROQUE, A. A. O.; SOUZA, Z. M.; BARBOSA, R. S.; SOUZA, G. S. Controle de tráfego agrícola e atributos físicos do solo em área cultivada com cana-de-açúcar. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.45, n.7, p.744-750, 2010. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2010000700016.

ROSOLEN, V.; HERPIN, U. Expansão dos solos hidromórficos e mudanças na paisagem: um estudo de caso na região sudeste da Amazônia Brasileira. Acta Amazonica, v. 38, n. 3, p. 483-490, 2008. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672008000300013

RUSS, J. C. The image processing handbook. New York: CRC Press, 1995. 674p.

SÁ, I, B.; CUNHA, T. J.F.; TEIXEIRA, A. H. C.; ANGELOTTI, F.; DRUMOND, F. M. Desertificação no Semiárido brasileiro. ICID+18 2a Conferência Internacional: Clima, Sustentabilidade e Desenvolvimento em Regiões Semiáridas, Fortaleza, 2010.

SALIMON, C. I.; WADT, P. G. S.; MELO, A. W. F. Dinâmica do carbono na conversão de florestas para pastagens em Argissolos da Formação Geológica Solimões, no Sudoeste da Amazônia. Revista de Biologia e Ciências da Terra, v. 7, n. 1, p. 29-38, 2007.

SALTON, J. C.; FABRICIO, A. C.; MACHADO, L. A. Z.; OLIVEIRA, H. Pastoreio de aveia e compactação do solo. Revista Plantio Direto, Passo Fundo, v. 69, n.1, p. 32-34, 2002. Disponível em: <http://plantiodireto.com.br/?body=cont_int&id=353>. Acesso em: abr. 2017.

SANCHEZ, E. Propriedades físicas do solo e produtividade de soja em sucessão a plantas de cobertura de inverno. 48f. 2012. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) Universidade Estadual do Centro-Oeste. Guarapuava, PR. 2012.

SANTOS, L. A. C.; CAMPOS, M. C. C.; COSTA, H. S.; PEREIRA, A. R. Caracterização de solos em uma topossequência sob terraços aluviais na região do médio rio Madeira (AM). Ambiência, v. 8, n. 2, p. 319 – 331, 2012. DOI: http://dx.doi.org/10.5777/ambiencia.2012.02.07

SANTOS, V. B. Atributos de solos sob cultivo de frutíferas em sistemas de manejo convencional, em transição e orgânico no norte do estado do Piauí. 2010. 120f. Tese (Doutorado em Produção Vegetal). Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias. Jaboticabal. 2010.

SAS INSTITUTE. SAS user´s guide: statistics: version 5 edition. Cary, NC, 1985. 956 p.

SECCO, D.; REINERT, D. J.; REICHERT, J. M.; DA ROS, C. O. Produtividade de soja e propriedades físicas de um Latossolo submetido a sistemas de manejo e compactação. Revista Brasileira de Ciências do Solo, 28:797-804, 2004. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832004000500001

SHARMA, K. L.; MANDAL, U.K.; SRINIVAS, K.; VITTAL, K. P. R.; MANDAL, B.; GRACE, J. K. e RAMESH, V. Longterm soil management effects on crop yelds and soil quality in dryland Alfisol. Soil Till. Res., 83:246-259, 2005. DOI:10.1016/j.still.2004.08.002

SILVA, C. G. DA.; ALVES SOBRINHO, T.; VITORINO, A. C. T.; CARVALHO, D. F. Atributos físicos, químicos e erosão entressulcos sob chuva simulada, em sistemas de plantio direto e convencional. Engenharia Agrícola, v.25, p.144-153, 2005. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162005000100016

SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S.; CORAZZA, E. J.; VIVALDI, L. Carbon storage in clayey oxisol cultivated pastures in the “cerrado” region, Brazil. Agriculture, Ecosystems & Environment, v. 103, n. 2, p. 357-363, 2004. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2003.12.007

SILVA, M. O.; FREIRE, M. B. G. S.; MENDES, A. M. S.; FREIRE, F. J.; CAMPOS, M. C. C.; AMORIM, L. B. Discriminação de diferentes classes de solos irrigados com águas salinas, na região de Mossoró, RN, com o uso de análise multivariada. Ambiência, Guarapuava, v. 6, n. 2, p. 261-270, 2010a.

SILVA, S. A.; LIMA, J. S. S.; XAVIER, A. C.; TEIXEIRA, M. M. Variabilidade espacial de atributos químicos de um Latossolo Vermelho-Amarelo húmico cultivado com café. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v.34, p.15-22, 2010b.

SIQUEIRA NETO, M.; PICCOLO, M. C.; SCOPEL, E.; COSTA JUNIOR, C.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Carbono total e atributos químicos com diferentes usos do solo no cerrado. Acta Scientiarum Agronomy, v. 31, n. 4, p. 709-717, 2009. DOI: http://dx.doi.org/10.4025/actasciagron.v31i4.792

SOARES FILHO, R. Identificação e avaliação dos sistemas motomecanizados de preparo periódico do solo, usados no município de Rio Verde-GO. Viçosa: UFV, 1992. 64p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1992.

SOARES, M. D. R.; CAMPOS, M. C. C.; SOUZA, Z. M.; BRITO, W. B. M.; FRANCISCON, U.; CASTIONI, G. A. F. Variabilidade espacial dos atributos físicos do solo em área de Terra Preta Arqueológica sob pastagem em Manicoré, AM. Revista Ciências Agrárias, v. 58, n. 4, p. 434-441, 2015. Disponível em: <https://periodicos.ufra.edu.br/index.php/ajaes/article/view/1975>. Acesso em: abr. 2017.

SOARES, M. D. R.; CAMPOS, M. C. C; OLIVEIRA, I. A.; CUNHA, J. M.; SANTOS, L. A. C.; FONSECA, J. S.; SOUZA, Z. M. Atributos físicos do solo em áreas sob diferentes sistemas de usos na região de Manicoré, AM. Revista de Ciências Agrárias (Belém), v. 59, p. 9-15, 2016. DOI: http://dx.doi.org/10.4322/rca.2020

SOUZA, G. S. Introdução aos modelos de regressão linear e não-linear. Brasília, DF: Embrapa-SPI/Embrapa-SEA, 1998. 505 p.

SOUZA, H. A.; MARCELO, A. V; CENTURION, J. F. Carbono orgânico e agregação de um Latossolo Vermelho com colheita mecanizada de cana-de-açúcar. Revista Ciência Agronômica, v. 43, n. 4, p. 658-663, 2012. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S1806-66902012000400006

SOUZA, Z. M.; MARQUES JÚNIOR, J.; PEREIRA, G. T. Geoestatística e atributos do solo em áreas cultivadas com cana-de-açúcar. Ciência Rural, 40:48-56, 2009. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782009005000243

STATSOFT INC. Statistica - data analysis software system. Tulsa, 2004.

STEINBEISS, S.; GLEIXNER, G.; ANTONIETTI, M. Effect of biochar amendment on soil carbon balance and soil microbial activity. Soil Biology and Biochemistry. v.41, v.5, p.1301-1310, 2009.

SUZUKI, L. E. A. S.; LIMA, C. L. R.; REINERT, D. J.; REICHERT, J. M.; PILLON, C. M. Estrutura e armazenamento de água em um Argissolo sob pastagem cultivada, floresta nativa e povoamento de eucalipto no Rio Grande do Sul. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v. 38, p.94-106, 2014. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832014000100009

TAVARES FILHO, J.; TESSIER, D. Compressibility of oxisol aggregates under notill in response to soil water potential. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 33, n. 6, p. 1525-1533, 2009. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832009000600002

TAYLOR, H. M.; ROBERTSON, G. M.; PARKER, J. J. Soil strength root penetrations for medium to coarse textured soil materials. Soil Science, Baltimore, v.102, p.18-22, 1966.

THANGAVADIVELU, S. Soil response to track and wheel tractor traffic. Journal of Terramechanics. Hannover, v.31, n.1, p.41-50, 1994.

TURCOTTE, D. L. Fractals and Fragmentation. Journal of Geophysical Res.: 91 (B2), p. 1921-26. 1986.

TYLER, S. W.; WHEATCRAFT, S. W. Fractal scaling of soil particle size distributions: analysis and limitations. Soil Science Society American Journal, v. 56, p. 362-369, 1992. DOI:10.2136/sssaj1992.03615995005600020005x

VALE JÚNIOR, J. F.; SOUZA, M. I. L.; NASCIMENTO, P. P. R. R.; CRUZ, D. L. S. Solos da Amazônia: etnopedologia e desenvolvimento sustentável. Revista Agro@mbiente On-line, v. 5, n. 2, p.158-165, maio-agosto, 2011. DOI: http://dx.doi.org/10.18227/1982-8470ragro.v5i2.562

VIDOTTO, E.; PESSENDA, L. C. R.; RIBEIRO, A. S.; FREITAS, H. A.; BENDASSOLLI, J. A.Dinamica do ecotono floresta-campo no sul do estado do Amazonas no Holoceno, atraves de estudos isotopicos e fitossociologicos. Acta Amazônica, v. 37, p. 385-400, 2007.

VOLK, L. B. S.; COGO, N. P. Relações entre tamanho de sedimentos erodidos, velocidade da enxurrada, rugosidade superficial criada pelo preparo e tamanho de agregados em solo submetido a diferentes manejos. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 33, p. 1459-71, 2009.

XIA D.; DENG Y.; WANG S.; DING S.; CAI C. Fractal features of soil particle-size distribution of different weathering profiles of the collapsing gullies in the hilly granitic region, south China. Nat. Hazards 79: 455-478, 2015.

XIA, L.; ZHANG, G.; HEATHMAN, G. C.; WANG, Y.; HUANG, C. Fractal features of soil particle-size distribution as affected by plant communities in the forested region of Mountain Yimeng, China. Geoderma 154: 123-130, 2009. DOI: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.10.005

XIAO, L; XUE, S.; LIU, G. B.; ZHANG, C. Fractal features of soil profiles under different land use patterns on the Loess Plateau, China. Journal of Arid Land. 6:550-560. 2014. DOI: https://doi.org/10.1007/s40333-014-0023-7

XU, G.; LI, Z.; LI, P. Fractal features of soil particle-size distribution and total soil nitrogen distribution in a typical watershed in the source area of the middle Dan River, China. Catena, 101: 17-23. 2013. DOI: https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.09.013

ZECH, W.; SENESI, N.; GUGGENBERGER, G.; KAISER, K.; LEHMANN, J.; MIANO, T. M.; MILTNER, A.; SCHROTH, G. Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. Geoderma, v. 79, p. 117-161, 1997. DOI: https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00040-2

# CAPÍTULO 3

# ESTUDO DA SERAPILHEIRA, BIOMASSA RADICULAR E VARIÁVEIS DO SOLO: UMA ABORDAGEM SOCIOAMBIENTAL NA AMAZÔNIA

*Data de aceite: 10/03/2022*

*Data de submissão: 03/03/2022*

**Ozias da Cunha Bello**
Mestre em Ciências Ambientais
Universidade Federal do Amazonas
belloufam@hotmail.com

**José Maurício da Cunha**
Doutor em Física Ambiental
Universidade Federal do Amazonas
maujmc@gmail.com

**Milton César Costa Campos**
Doutor em Ciência do Solo
Universidade Federal da Paraíba
mcesarsolos@gmail.com

**Alan Ferreira Leite de Lima**
Mestre em Agronomia
Universidade Federal do Amazonas
ala_leite@hotmail.com

**Elilson Gomes de Brito Filho**
Graduando em Agronomia
Universidade Federal da Paraíba
bfsambiente@gmail.com

**RESUMO:** A diversidade biológica é uma característica marcante do bioma Amazônico. A serapilheira é responsável pela maior parcela dos nutrientes devolvidos ao solo, além de fornecer proteção contra os agentes erosivos. O objetivo desse estudo foi quantificar a produção anual de serapilheira, determinar a velocidade de decomposição e o tempo de meia vida ($T_{1/2}$), estimado pela constante (k) e comparar os resultados, nos diferentes ambientes de estudo**.** O estudo foi desenvolvido no município de Humaitá-AM, região pertencente a mesorregião Sul do Amazonas. As áreas de coletada estão situadas na altura do Km 11 ao longo da BR 319 sentidos Humaitá/ Manaus, sendo quatro áreas distintas. Uma área de floresta nativa (FN), uma de reflorestamento com Teca (RET), com espaçamento médio (3x3), uma de reflorestamento com Jenipapo (REJ), com espaçamento médio (3x3) e outra de reflorestamento composta por Teca, Jenipapo, Andiroba, sumaúma e mogno (REM), com espaçamento médio (4x3). Para a avaliação da produção de serapilheira, foram instalados de modo aleatório dez coletores cônicos em cada área de estudo. Cada coletor com área de 0,21 m² (perímetro igual a 1,62 m) construídos com tubo de ¾", em material plástico de polietileno, com fundo de tela de nylon de 1 mm. As coletas foram realizadas mensalmente no período de abril de 2018 a março de 2019. Cada amostra de serapilheira foi colocada, separadamente, em sacos de papel devidamente identificados e levadas para laboratório e secas em estufa de circulação de ar forçada a 65 °C. Foi realizado a triagem das frações folhas, ramos, material reprodutivo (flores, sementes e frutos) e miscelânea (restante do material). A estimativa da taxa de decomposição da serapilheira foi feita pela análise de perda de massa utilizando-se *litter bags*, sendo distribuídos aleatoriamente 64

*litter bags* em cada área de estudo. A produção de serapilheira anual foi de 8,03 Mg $ha^{-1}$ $ano^{-1}$, para o ambiente de floresta nativa (FN), não havendo significância para as demais áreas de estudo. Entre as frações da serapilheira a que mais contribuiu foi a fração foliar, atingindo maior média percentual no ano de 72,1% para o ambiente de reflorestamento com teca (*Tectona grandis*) RET. A decomposição da serapilheira ocorreu de forma mais acelerada (0,0025 g $g^{-1}$dia) para o ambiente de reflorestamento com jenipapo (*Genipa americana* L.) REJ, sendo necessários 277,26 dias para que fosse decomposta metade do material foliar.
**PALAVRAS-CHAVE:** Aporte florestal; Ciclagem de nutrientes; Deposição; Litter bags.

**ABSTRACT:** Biological diversity is a striking characteristic of the Amazonian biome. Litter is responsible for most of the nutrients returned to the soil and provide protection against the erosive agents. The aim of this study was to quantify the annual litter production, determine the rate of decomposition and the time of Mayan life ($T_{1/2}$), estimated by the constant (k) over time and compare the results in different study environments. The study was conducted in the municipality of Humaita, the region belonging to the south of the Amazon mesoregion. The collected areas are situated at Km 11 along the BR 319 senses Humaita / Manaus, four distinct areas. A forest area (NF), a reforestation with teak (RET), with an average spacing (3x3), a reforestation with Jenipapo (REJ) with average spacing (3x3) and another consisting of Teak reforestation, Jenipapo andiroba, kapok and mahogany (REM), with an average spacing (4x3). For the evaluation of litter production were installed at random ten conical collectors in each study area. Each collector with 0.21 m² (perimeter equal to 1.62 m) tube constructed from ¾ “polyethylene plastic material with 1mm nylon screen background. Samples were taken every month from April 2018 to March 2019. Each litter sample was placed separately in paper bags properly identified and taken to the laboratory and dried in air forced circulation stove at 65 ° C. sorting fractions of leaves, branches, reproductive material were performed (flowers, seeds and fruits), and miscellaneous (remaining material). The estimation of the litter decomposition rate was performed by analysis of mass loss using litter bags being randomly distributed litter bags 64 in each study area. Annual litter yield was 8.03 Mg $ha^{-1}$ $year^{-1}$, for native forest environment (FN), with no significance to the other areas of study. Among the fractions of litter contributed the most was the leaf fraction, reaching the highest average percentage of 72,1% in the year for reforestation environment with teak (*Tectona grandis*) RET. The litter decomposition occurred more rapidly (0.0025 g $g^{-1}$day) for reforestation environment with jenipap (*Genipa americana* L.) REJ, 277.26 days are needed for it to be decomposed half leaf material.
**KEYWORDS:** Forest contribution; Nutrient cycling; Deposition; Litter bags.

## 1 | INTRODUÇÃO

Um dos maiores desafios científicos brasileiros é planejar um sistema de gestão territorial para a Amazônia, a região de maior biodiversidade do planeta (VIEIRA et al., 2005), de um lado está a conservação dos seus extraordinários recursos naturais do

outro lado a promoção do desenvolvimento social e econômico. De acordo com Neto et al. (2015), as florestas oferecem produtos e serviços diversificados, contribuindo para o desenvolvimento ambiental, econômico e social em todo o mundo.

Grandes modificações, decorrentes de ações antrópicas nas últimas décadas, vêm transformando a floresta Amazônica, principalmente pelas atividades agrícolas, abertura de estradas e sobretudo pela expansão da pecuária extensiva (ROSA et al., 2013). A geração de informações sobre a produção e decomposição de serapilheira são importantes ferramentas para a compreensão e conservação dessas áreas, bem como suas inter-relações com meio (HOLANDA et al., 2017), possibilitando um melhor planejamento de ações voltadas para exploração desses recursos naturais.

A serapilheira florestal é constituída por resíduos orgânicos formada sobre os solos devido à queda periódica de folhas, ramos, cascas, flores, frutos e da acumulação de detritos animais (AQUINO et al., 2016), os quais ao caírem se decompõem e fornecem nutrientes para o solo (GARTNER; CARDON, 2004).

Segundo Holanda et al. (2017), há uma dinâmica na ciclagem biogeoquímica para os diferentes ecossistemas florestais, que proporciona melhoria nos atributos químicos e físicos do solo, acredita-se ainda que, entre as diversas tipologias florestais, existem fatores abióticos intrínsecos influenciando no processo de ciclagem dos nutrientes, como temperatura, água e composição do solo.

O estudo de indicadores de sustentabilidade, bem como os fatores que envolvem os processos de deposição, decomposição e transferência de nutrientes das serapilheiras são fatores importantes, no monitoramento dos sistemas agrícolas, tendo em vista que nos dias atuais busca-se o uso sustentável dos recursos naturais (GUIMARÃES et al., 2010).

As florestas tropicais desempenham um papel importante no armazenamento e absorção de carbono da atmosfera, bem como nas mudanças do clima em escala global. A sobrevivência desse ecossistema e a sua produtividade é atribuída principalmente à sua alta diversidade vegetal, composta por espécies nativas adaptadas às condições climáticas e nutricionais do solo, que, por sua vez, desenvolveram ao longo do tempo mecanismos eficientes de ciclagem de nutrientes (JORDAN, 1985; MENDES, 2018).

Os impactos decorrentes do desflorestamento dos ecossistemas florestais implicam em maiores índices de erosão e compactação, promovendo a exaustão dos nutrientes do solo (FEARNSIDE, 2006). Conhecer a produção de biomassa, densidade do sistema radicular e o comportamento das espécies florestais é fundamental para tomada de decisões no sentido de amenizar possíveis impactos decorrentes de atividades que promovem a remoção dos ecossistemas florestais.

A biomassa de raízes tem uma participação efetiva nos processos que ocorrem abaixo do solo em ecossistemas, pois sua rápida renovação contribui de forma marcante

nas adições de matéria orgânica no solo, tendo importante função reguladora no ciclo do carbono e nitrogênio em ecossistemas florestais (MENEZES et al., 2010). As raízes são importantes na sustentação das árvores em especial as raízes finas que constituem um dos principais meios na captação dos recursos do solo, sendo que seu comprimento e número são indicadores da capacidade de absorção de nutrientes (FREITAS et al., 2008).

A distribuição e a densidade de raízes dependem do tipo do sistema radicular, variando no decorrer do ano, com sua propagação ocorrendo sobretudo no período chuvoso, e sua morte e diminuição ao final do período de crescimento (LARCHER, 2000; MENEZES et al., 2010). Os estudos sobre produção de biomassa de raízes finas em florestas naturais e plantadas podem ser realizados com o intuito de contribuir para um melhor ordenamento territorial, uso e ocupação da terra voltado para cada região. Observando a importância do sistema radicular das espécies florestais e a escassez de estudos sobre o assunto voltado para a região, objetivou-se por meio desse estudo, quantificar a biomassa, observar o comportamento e a densidade de raízes ≤ 2 mm, atribuído a características químicas do solo em áreas de reflorestamento e floresta nativa na mesorregião Sul Amazonense, bem como em quantificar a produção anual de serapilheira, determinar a velocidade de decomposição em função do tempo, estimado pela constante (k), ao longo de um ano e comparar os resultados, nos diferentes ambientes de estudo.

## 2 | MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Localização e caracterização da área de estudo

O estudo foi desenvolvido na altura do Km 11 ao longo da BR 319 sentidos Humaitá/ Manaus no município de Humaitá, classificado como mesorregião Sul Amazonense (Figura 1). Os ambientes de estudo foram divididos em quatro áreas distintas, sendo uma área de floresta nativa (FN), uma de reflorestamento com Teca (RET), com espaçamento médio (3x3), uma de reflorestamento com Jenipapo (REJ), com espaçamento médio (3x3) e outra de reflorestamento composta por Teca, Jenipapo, Andiroba, sumaúma e mogno (REM), com espaçamento médio (4x3).

O município de Humaitá está cerca de 200 km ao norte da capital de Rondônia, Porto Velho, e 675 km ao Sul de Manaus, capital do Amazonas. Seus vizinhos são os municípios de Manicoré ao Norte, Tapua ao Leste, Canutama a Oeste e o estado de Rondônia ao Sul (MARTINS et al., 2006).

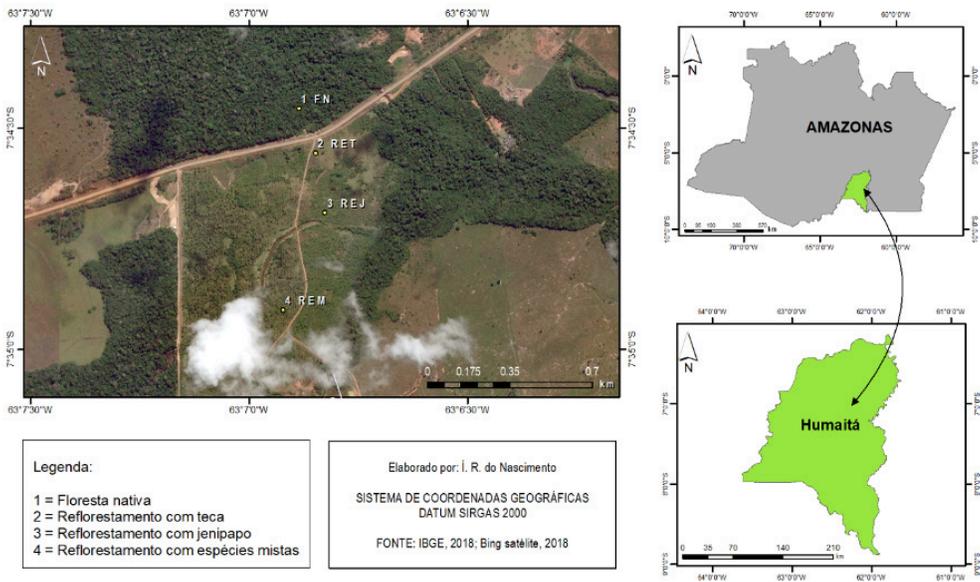



Figura 1. Localização das áreas de estudos.

O ambiente de floresta nativa (FN) está localizado nas coordenadas geográficas 07°34'27" S e 63°06'53" W, altitude de 57m, o ambiente de florestamento com Teca (*Tectona grandis* L.) está localizado nas coordenadas geográficas 07°34'33" S e 63°06'51" W, altitude de 58 m, o ambiente de reflorestamento com Jenipapo (*Genipa americana* L.) está localizado nas coordenadas geográficas 07°34'41" S e 63°06'49" W , altitude de 57 m, por fim o ambiente de reflorestamento considerado misto, composto pelas espécies Mogno (*Swietenia macrophylla* King.), Andiroba (*Carapa guianensis* Aubl.), Jenipapo (*Genipa americana* L.),Teca (*Tectona grandis* L.) e Sumauma (*Ceiba pentandra*) está localizado nas coordenadas geográficas 07°34'54" S e 63°06'55" W, altitude de 58m

O clima da área de estudo é do tipo Am, tropical chuvoso (chuvas do tipo monção), segundo a classificação de Köppen, com temperatura média do ar variando entre de 25 e 27°C, umidade relativa entre 85% e 90% e precipitação anual média de 2.500 mm (ALVARES et al., 2014). A região apresenta um período chuvoso com mais de 70% do total das chuvas acumuladas durante o ano ocorrendo entre o trimestre janeiro-março e um período seco mais ou menos definido durante os meses de junho-setembro (DEBORTOLI et al., 2012).

## 2.2 Histórico das áreas de estudos

O ambiente de floresta nativa onde se realizou o presente estudo é considerada uma área intacta, com aproximadamente 50 km² de extensão de muita biodiversidade de espécies,

composta por floresta, cerrado e cerradão, preservada pelo Exército Brasileiro (EB), não havendo presença de atividades antropogênicas. Os ambientes de reflorestamento foram implantados no início do ano de 2000, substituindo uma área de pastagem, nessa área foi incorporado em média 1,5 toneladas de calcário por hectare, antes do plantio das espécies florestais. Passados aproximadamente três anos da implantação do reflorestamento, foi colocado esporadicamente o gado novamente para controlar a rebrota das gramíneas.

## 2.3 Produção de serapilheira ao longo de um ciclo anual

Para interceptação do material formador da serapilheira e posterior avaliação, foram instalados de modo aleatório dez coletores cônicos em cada área de estudo com aproximadamente um (1,0) hectare, obedecendo um delineamento inteiramente casualizado com quatro tratamentos (Floresta, Teca, Jenipapo e Mista) e 10 repetições totalizando 40 parcelas no total. Cada coletor com área de 0,21 m² (perímetro igual a 1,62 m) construídos com tubo de ¾´´, em material plástico de polietileno, com fundo de tela de nylon de 1 mm.

Os coletores foram instalados em 03 de março de 2018, sustentados por estacas a 0,3 m acima do solo para evitar contado com o solo e posteriormente perdas de serapilheira pela ação de microrganismos.

As coletas foram realizadas mensalmente no período de março de 2018 a fevereiro de 2019, conforme estabelecido em cronograma. Em campo, cada amostra de serapilheira foi colocada, separadamente, em sacos de papel do tipo kraft, em algumas situações com presença de chuva, foram substituídos por sacos plásticos devidamente identificados e levadas para laboratório de solos do Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente (IEAA), onde foi realizado a triagem das frações folhas, galhos (<cm de diâmetro), material reprodutivo (flores, sementes e frutos) e miscelânea (fragmentos < 2 mm de diâmetro não identificáveis), posteriormente colocado em estufa de circulação de ar forçada a 65 °C, por 48 horas (Figura 2).

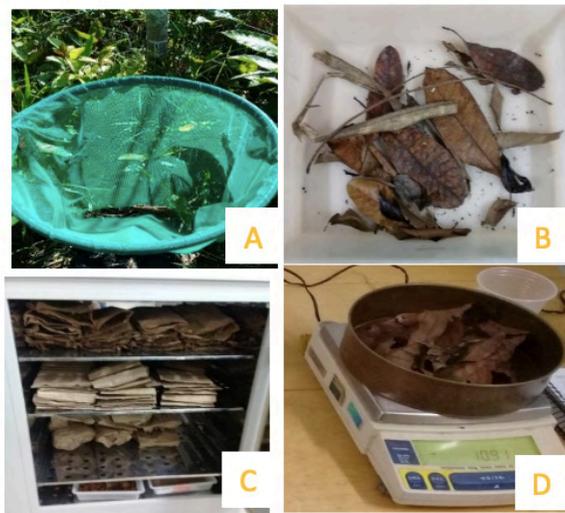



Figura 2. Coleta de serapilheira (A);Separação das frações B; Secagem C; Pesagem das frações D.

Fonte: O autor (2018).

O material foi pesado em balança de precisão para a avaliação da contribuição de cada fração e da serapilheira total e moído em moinho do tipo Wiley com malha <2 mm. A produção de serapilheira foi estimada segundo modelo adaptado de Lopes et al. (2002), de acordo com a equação (1):

$$PAS = (\Sigma PSMC10.000)/Ac \qquad (1)$$

Em que: PAS é a produção anual de serapilheira (Mg $ha^{-1}$ $ano^{-1}$), PSM é a produção mensal de serapilheira (Mg $ha^{-1}$ $mês^{-1}$), 10.000 = um hectare expresso em $m^2$ e Ac= área do coletor ($m^2$).

## 2.4 Determinação da Decomposição da Serapilheira

A estimativa da taxa de decomposição da serapilheira foi feita pela análise de perda de massa utilizando-se *litter bags* (sacolas). Foram distribuídos aleatoriamente 64 *"litter bags*" em cada área de estudo, totalizando 256, de forma a simular a queda natural do material formador da serapilheira. Os *"litter bags*" foram instados próximos dos coletores cônicos, facilitando a localização dos mesmos, constituídos de sacos de polivinil com 4 mm de malha e dimensões de 25 x 25 cm e 1,5 cm de altura (Figura 3).

Em cada *"litter bag"* foram inseridos 10 gramas de material foliar, que predominou na composição da serapilheira, depositado no solo (remanescentes) e nos coletores cônicos após a primeira coleta e secagem por 24 horas.

Figura 3. Litter bags instalados em áreas de reflorestamento (A); limpeza do material (B); secagem C; pesagem do material contido nas sacolas D.

Fonte: O autor (2018)

As coletas foram realizadas em intervalos regulares de 07, 15, 30, 45, 60, 75, 90, 120, 150, 180, 210, 240, 270, 300 e 330 dias após sua instalação, iniciada em 07 de abril de 2018. Em cada coleta foram recolhidas quatro sacolas, perfazendo quatro repetições por área. Após coleta, o material contido em cada *litter bag* foi levado ao laboratório de solos do (IEAA). Já no laboratório todo o material foi limpo com pincel (para retirada de partículas de solo e de possíveis organismos presos às folhas) e, na sequência, o material foi colocado em estufa de circulação de ar forçada a 65 °C, por 48 horas, posteriormente foi pesado em balança de precisão para obtenção da massa remanescente. O percentual de massa remanescente (%R) foi obtido pela relação entre a massa remanescente e massa inicial, de acordo com a equação (2), proposta por (GUO; SIMS, 1999).

$$\%R=(Pr/P_0)X100 \qquad (2)$$

Onde, R é o percentual de massa remanescente; $P_o$ é o peso seco inicial do folhedo; $P_r$ é o peso remanescente (ou peso final) do folhedo, observada ao final de cada período de estudo.

Após o cálculo da massa remanescente ao longo do período, o material empregado para a determinação da constante de decomposição K foi determinado segundo modelo exponencial proposto por (OLSON, 1963), de acordo com a expressão (3):

$$Xt=X0.e^{-kt} \qquad (3)$$

Em que:

$X_t$ = peso do material remanescente após t dias;

$X_0$ = peso do material seco originalmente colocado nos sacos no tempo zero;

K = constante de decomposição estimada pela equação.

Por meio desse modelo exponencial, foi determinado o valor da constante K para cada uma das áreas de estudo, que indica maior ou menor tempo de decomposição. O modelo exponencial, bem como as curvas que caracterizam a perda de peso (decomposição) da serapilheira foliar, foi confeccionado com o auxílio do programa SIGMAPLOT 14.0. O tempo de meia-vida ($t_{1/2}$) desse material foi calculado através do logaritmo neperiano dividido pelo valor da taxa k, segundo Rezende et al. (1999), pela equação (4):

$$t_{1/2}=ln(2)/k \qquad (4)$$

Em que:

$t_{1/2}$ = Tempo de meia vida;

ln(2) = Logaritmo neperiano de base dois;

$K$ = Constante de decomposição.

## 2.5 Quantificação da biomassa radicular na época seca e chuvosa do ano

Para avaliação da biomassa de raízes (≤ 2 mm), foram realizadas coletas em dois períodos do ano: seco, correspondente a (junho de 2018) e chuvoso, correspondente a (janeiro de 2019). A amostragem foi uma adaptação ao método do monólito descrito por Bohm (1970), em que, para cada uma das áreas de estudo foram escavadas manualmente cinco trincheiras, com dimensão de 0,40 m de profundidade por 0,40 m de largura.

Procedeu-se à abertura das trincheiras, na qual adotou-se um distanciamento da base da planta de 0,80 m aproximadamente, coletando amostras com auxílio de um cilindro de aço de 10 cm de altura e 7 cm de diâmetro, nas profundidades de 0-5, 5-15 e 15-30 cm, constituindo assim três repetições por profundidade por área. As amostras foram armazenadas em sacos plásticos, identificadas, e levadas ao laboratório de solo do Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente de Humaitá.

Na separação das raízes do solo, as amostras foram submetidas a uma lavagem manual em água corrente até remoção total do solo, utilizado um conjunto de peneiras sobrepostas com malhas de 2mm, 1mm e 500 micrómetro respectivamente, após a lavagem das raízes efetivas (≤ 2 mm), as mesmas foram levadas para estufa de circulação por 72 horas. Posterior à secagem, com auxílio de uma pinça, foram pesadas em balança analítica com 0,0001 g de precisão.

Para calcular DRS foi utilizada a expressão (5):

$$DRS = \frac{MS}{VM} \quad (5)$$

Onde:

DRS = densidade de raízes secas em g $dm^{-3}$;

MS = massa seca da raiz em gramas após 72 horas;

VM = volume do monólito coletado em $dm^{-3}$.

Figura 4. Abertura de trincheira (A); Lavagem das raízes (B); Separação (C); Secagem (D)

Fonte: O autor.

Para estimar a Biomassa de Raízes Finas ≤ 2 mm (BRF) de cada ambiente de estudo, em uma determinada área espacial e ao longo de determinado período de tempo foram calculadas a produção de raízes finas desprezando a densidade do solo pela expressão (6), segundo Vogt et al. (1998) [27] e utilizado por Mendes (2018) [19].

$$BRF = \frac{MS}{AC} \quad (6)$$

Onde:

BRF = Biomassa de raízes finas;

MS = massa seca da raiz em gramas (g) após 72 horas;

AC = área em metros quadrados ($m^2$) do cilindro coletor.

## 2.6 Determinações do carbono orgânico do solo

As coletas de amostras de solo para posterior análise de carbono orgânico foram também realizadas na mesma época e períodos do ano da biomassa de raízes, no entanto se diferenciando no número de parcelas. Sendo delimitadas em cada área de estudo quatro parcelas, coletando amostras de solo com estrutura preservada em forma de torrão em três profundidades diferentes, 0-5, 5-15, 15-30 cm. Após o solo ter passado por processo de secagem a sombra e ser peneirado numa malha de 2 mm caracterizando uma Terra Fina Seca ao Ar (TFSA), foram realizadas as análises químicas.

Para a determinação do pH em água foi utilizada a relação solo: água de 1:2,5, de solo, agitando por 1 minuto. Após deixando em repouso por 60 minutos, procedeu-se a leitura do pH, utilizando o instrumento de leitura (pHmetro).

O carbono orgânico do solo (COS) foi determinado pelo método de Walkley-Black, modificado por Yeomans; Bremner (1988) [30], conforme a expressão (7) segundo Teixeira et al. (2017) [25].

$$Corg = \frac{0{,}003 \; x \; VD \; x \; (40 - VA) \; x \; 40 \div VB \; x10}{M} \qquad (7)$$

Onde:

Corg = Concentração de carbono orgânico no solo em g $kg^{-1}$.

VD = Volume total da solução de dicromato de potássio adicionado na digestão da amostra em ml.

VA = Volume da solução de sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação da amostra, em ml.

VB = Volume da solução de sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação do branco aquecido, em ml.

Valor 0,003 = Miliequivalente da massa de carbono (peso atômico/valência – 12/4, dividido por 1000).

Valor 10 = Transformação de % para g $kg^{-1}$.

M = Massa da amostra de solo, em g.

## 2.7 Análises estatísticas dos dados

Os dados foram tabulados em planilhas em planilhas eletrônicas, posterior submetidos inicialmente a teste de normalidade das distribuições dos erros pelo teste de Shapiro-Wilk e teste de homogeneidade de Levene, atendendo os requisitos para à análise

de variância (ANOVA), para significância (p<0,05), como teste posteriori foi utilizado o teste Tukey 5% nas comparações das médias entre os respectivos ambientes. Para comparativo de médias entre os períodos de coleta aplicou-se o teste T de amostras pareadas, pelo uso do aplicativo computacional SPSS statisticis 23.3.

## 3 I RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 3.1 Condições climáticas

Na (Figura 5), são apresentados os dados médios mensais de precipitação e temperatura do ar acumulada, no período estudado. Pôde-se constatar no período chuvoso (novembro a abril), sendo abril considerado mês de transição para período seco um volume de chuvas regulares e bem distribuídas, com média próximo de 400 mm para o mês de janeiro. Isto sustenta uma das características marcante, não só da região, mas na Amazônia como um todo, a regularidade de chuvas e altas temperaturas na maior parte do ano.

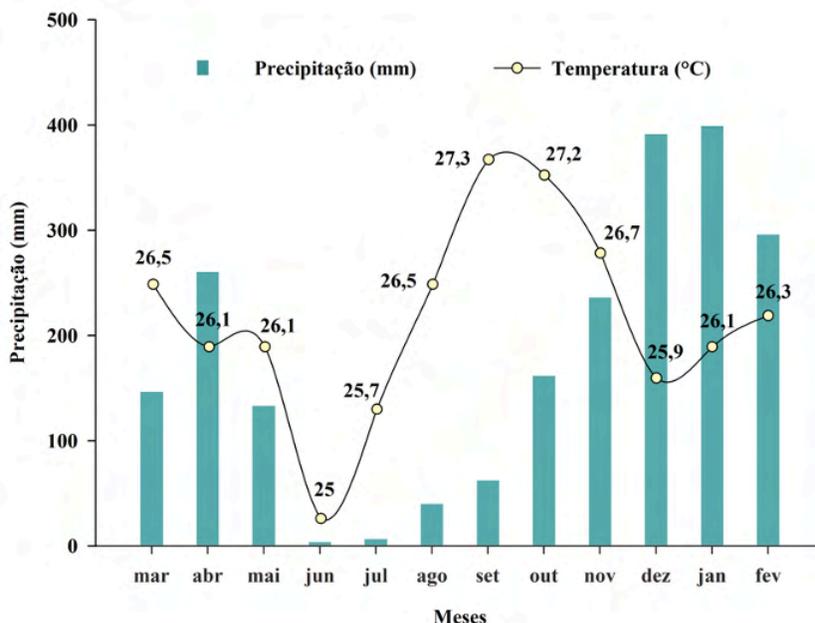



Figura 5. Temperaturas médias e precipitação acumulada no período de março de 2018 a fevereiro de 2019 no local de estudo.

Fonte: Instituto Nacional de Meteorologia – INMET, endereço eletrônico www.inmet.gov.br

Observou-se no período seco (maio a setembro), que o maior déficit hídrico ocorreu em junho (Figura 5), com média de 3,6 mm, coincidindo com a menor média mensal de

temperatura, fato que pode ter correlação com as frentes frias vindo de outras regiões, produzindo um fenômeno muito comum na região (friagem). Outro resultado observado foi a precipitação no mês de abril com média de 260 mm, considerado atípico para mês de transição.

### 3.2 Produção de serapilheira

A quantidade total de serapilheira produzida durante o período de março de 2018 a fevereiro de 2019, nos diferentes ambientes de estudo não apresentou diferença significativa entre os ambientes em estudo, apresentando ($p > 0,05$), porém, houve diferenças para alguns meses do ano, conforme (Tabela 1). A maior média no mês para o ambiente de floresta nativa (FN) foi de 1,444 Mg ha$^{-1}$ **mês**$^{-1}$ referente ao mês de julho, entre os ambientes de reflorestamento a maior média foi de 3,205 Mg ha$^{-1}$ **mês**$^{-1}$, para o reflorestamento com jenipapo (REJ), correspondente ao mês de março.

| Meses | Áreas de estudo Mg ha $^{-1}$ | | | |
|---|---|---|---|---|
| | RET | REJ | REM | FN |
| Março | 0,164 bB | 3,205 aA | 0,357 bB | 1,080 aAB |
| Abril | 0,445 aB | 0,345 aB | 0,471 aB | 0,406 aAB |
| Maio | 1,455 aA | 0,176 cB | 0,557 bB | 0,686 bAB |
| Junho | 1,713 aA | 0,472 cB | 1,123 bAB | 0,665 bcAB |
| Julho | 0,361 bcB | 0,190 cB | 0,860 bAB | 1,444 aA |
| Agosto | 0,564 bB | 0,324 bB | 0,121 bB | 1,346 aA |
| Setembro | 0,599 bB | 0,164 bB | 0,587 aB | 0,638 aAB |
| Outubro | 0,462 aB | 0,031 aB | 0,401 aB | 0,100 aB |
| Novembro | 0,331 aB | 0,261 aB | 0,369 aB | 0,502 aAB |
| Dezembro | 0,215 aB | 0,717 aAB | 1,844 aA | 0,307 aAB |
| Janeiro | 0,276 bB | 1,062 aAB | 0,775 abAB | 0,318 bAB |
| Fevereiro | 0,395 aB | 0,365 aB | 0,634 aB | 0,539 aAB |
| Totais | 5,523 a | 6,998 a | 7,744 a | 8,037 a |
| CV % | 23 | 107 | 38 | 37 |

Médias de dez repetições. Valores com a mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna, não diferem entre si, pelo teste de Tukey, a 5% de significância; RET= reflorestamento com teca; REJ= reflorestamento com jenipapo; REM= reflorestamento com espécies mistas; FN= floresta nativa.

Tabela 1. Valores médios mensais e coeficiente de variação do aporte total de serapilheira nas diferentes áreas de estudo, Humaitá-AM.

A média anual de serapilheira observada foi de 8,03 Mg ha$^{-1}$ ano$^{-1}$ para a área de floresta nativa (FN), seguida de reflorestamento com espécies mistas (REM) com 7,74 Mg ha$^{-1}$ ano$^{-1}$, reflorestamento com Jenipapo (REJ) 6,99 Mg ha$^{-1}$ ano$^{-1}$ e reflorestamento com Teca (RET) 5,52 Mg ha$^{-1}$ ano$^{-1}$.

Valores aproximados de produção de serapilheira anual de 8,59 Mg $ha^{-1}$ $ano^{-1}$, foi encontrado por Almeida et al. (2015), ao estudar vegetação de floresta Amazônica semidecídua, composta por espécies características de floresta de transição Amazônia-Cerrado, contribuindo assim na validação dos resultados encontrados deste trabalho.

Uma possível explicação para as maiores médias de produção de serapilheira em ambientes de FN, pode estar associada a grande diversidade de espécies, bem como aos comportamentos fisiológicos, morfológicos e sazonais distintos e maior adensamento entre plantas por $m^2$. Ourique et al. (2016), analisando a produção de serapilheira e incremento diamétrico em uma floresta de terra firme na Amazônia central, explica que a serapilheira estabelece uma relação linear entre a sua deposição e o fechamento do dossel, refletindo na estrutura da floresta e na diversidade de espécies.

Por sua vez os ambientes manejados com reflorestamento apresentaram menores valores de aporte de serapilheira no ano, fato que pode ser explicado pelo espaçamento adotado em média (4x3), maior que na área de floresta nativa. Segundo Villa et al. (2016), o aporte de serapilheira anual varia em resposta a diferentes espaçamentos, menores espaçamentos, apresentam maior fechamento de copa, consequentemente maior desrama natural implicando em maiores valores de produção de serapilheira.

Observando o padrão de deposição das frações da serapilheira, conforme (Figura 6), verificou-se que os maiores valores de aporte da fração foliar ocorreram no mês de julho para a área de FN, com média em torno de 1,11Mg $ha^{-1}$ $mês^{-1}$. Nos ambientes manejados a maior média foi observada no mês de junho para RET, com médias em torno de 1,70 Mg $ha^{-1}$ $mês^{-1}$.

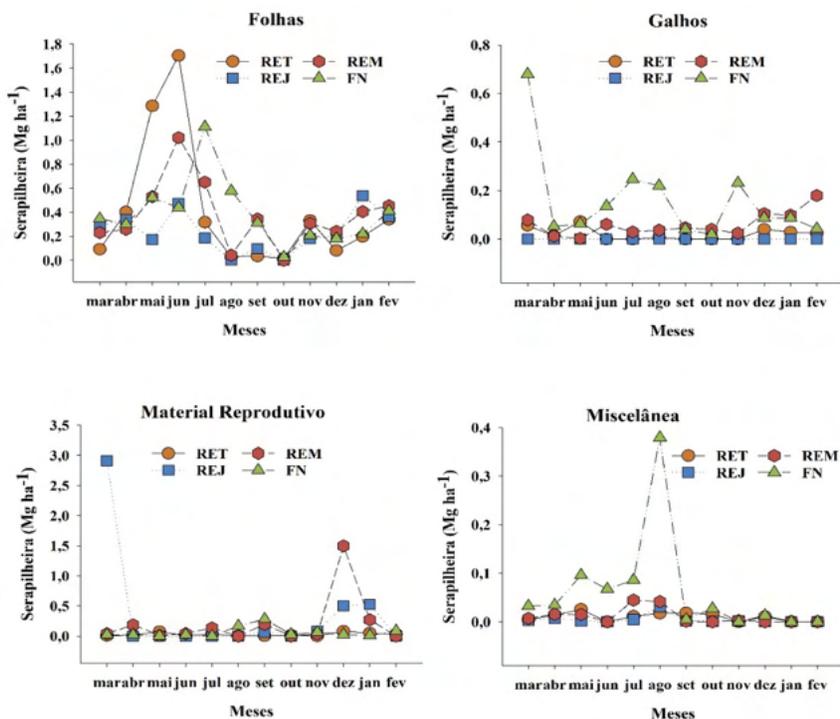



Figura 6. Aporte da fração de serapilheira no período entre (março 2018 a fevereiro de 2019), nas diferentes áreas de estudo.

Esse fato tem relação com o período de maior déficit hídrico (Figura 2), acarretando a perda total das folhas, pois trata-se de plantio homogêneo de espécie totalmente caducifólia. As plantas quando perdem totalmente as folhas ou parcialmente, evitam a perda de água por transpiração, resultando em considerável aumento na produção de serapilheira (SILVA et al., 2016). Outra hipótese para o aumento da produção de serapilheira foliar no período seco é a obtenção da máxima eficiência fotossintética durante essa época, ocorre a máxima radiação solar, com a renovação das folhas neste período (KIM et al. 2012).

A fração galho se destacou no período chuvoso, obtendo a maior média de 0,68 Mg ha$^{-1}$ mês$^{-1}$ no mês de março para FN, esse fato pode ser explicado por se tratar de uma área de mata fechada, com grande diversidade de espécies florestais e as chuvas e ventos fortes derrubam arvores e galhos. O ressecamento e morte dos galhos finos também podem favorecer para a queda dos mesmos com o início das chuvas (ALMEIDA et al., 2015). Entre os ambientes de reflorestamento a maior média foi de 0,18 Mg ha$^{-1}$ mês$^{-1}$ no mês de fevereiro para RM.

O período de menor déficit hídrico, caracterizado como período chuvoso, obteve uma maior produção de material reprodutivo, com valores na ordem 2,92 Mg ha$^{-1}$ mês$^{-1}$ em março para REJ e 1,49 Mg ha$^{-1}$ mês$^{-1}$ em dezembro para REM. Esses resultados

evidenciam que nessas áreas há uma grande predominância de espécies frutíferas, coincidindo a época de maturação dos frutos com período de maior abundância de chuvas.

Esse comportamento pode estar ligado à adaptação de muitas espécies à sazonalidade climática local, de acordo com Pires et al. (2016) a precipitação pluviométrica pode exercer forte influência nos processos fenológicos de espécies arbóreas em florestas tropicais. Já a maior produção de material reprodutivo em ambiente de FN ocorreu no mês de setembro com média de 0,28 Mg $ha^{-1}$ $mês^{-1}$.

Analisou-se ainda o comportamento da fração miscelânea que apresentou maior produção no mês de agosto, referente ao período seco com 0,38 Mg $ha^{-1}$ $mês^{-1}$ para o ambiente de FN, isso caracteriza a grande diversidade de espécies tanto da fauna como da flora, ficando mais evidenciado na época de transição do período seco para o chuvoso. Entre os reflorestamentos destacou-se o REM com 0,04 Mg $ha^{-1}$ $mês^{-1}$ em julho.

A fração folha apresentou o maior percentual de serapilheira produzida no ano, entre os quatros ambientes estudados, correspondendo com 72% do total produzido no ano para a área de RET, conforme a (Figura 7). O alto percentual de produção na fração foliar para o ambiente de reflorestamento com teca se dá em função do tamanho de suas folhas, contribuindo para maior representatividade na fração foliar.

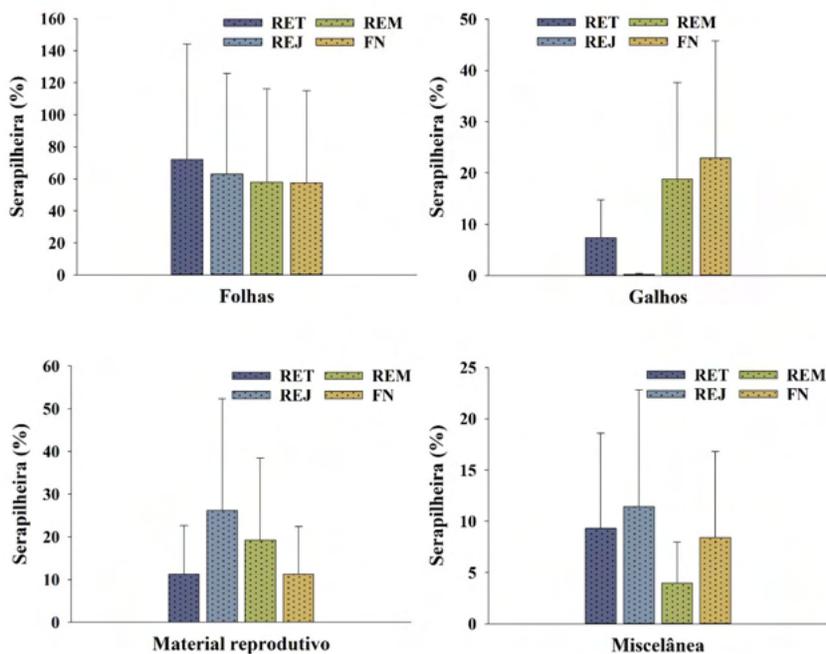



Figura 7. Percentual da fração de serapilheira no período entre março 2018 a fevereiro de 2019, nas diferentes áreas de estudo.

Valores próximos na ordem de 75% foram encontrados por Villa et al. (2016) em área de restauração florestal cm diferentes espaçamentos de plantio, corroborando com os resultados encontrados nesse trabalho. Na área de FN, os resultados encontrados para fração folha foram em torno de 57,5%, próximo do valor obtido por Almeida et al. (2015), em torno de 62 %, estudando a produção de serapilheira em ecossistemas florestais do norte do Mato Grosso. Estudos voltados para serapilheira na Amazônia central, comprovam que as produções de folhas variam entre 60% a 75% do total, ficando as outras frações com 40% a 25% do peso seco da serapilheira (OURIQUE, 2016).

### 3.3 Decomposição da serapilheira

O processo de decomposição da fração folha da serapilheira foi avaliado durante 330 dias, obtendo um percentual total de remanescente no final do estudo de 31,30% para o ambiente de FN, 43,15% para o ambiente de RET, 16,28% para REJ e 19,13% para REM, conforme a (Tabela 2).

| Dias | Áreas % | | | |
|---|---|---|---|---|
| | RET | REJ | REM | FN |
| 0 | 100,00 aA | 100,00 aA | 100,00 aA | 100,00 aA |
| 7 | 98,25 aA | 82,55 aABC | 94,05 aA | 91,03 aA |
| 15 | 95,38 aA | 87,25 bA | 87,13 bA | 91,63 abA |
| 30 | 95,53 aA | 81,40 bABC | 90,75 abA | 90,38 abAB |
| 45 | 89,78 aAB | 69,75 bABCD | 91,43 aA | 87,85 aAB |
| 60 | 93,40 aAB | 84,60 aAB | 84,90 aA | 82,80 aAB |
| 75 | 92,50 aAB | 70,53 bABCD | 91,45 aA | 84,93 abAB |
| 90 | 94,18 aAB | 64,70 cABCD | 78,60 bcAB | 79,60 bAB |
| 120 | 91,40 aAB | 70,70 bABCD | 82,03 abAB | 74,25 abABC |
| 150 | 83,88 aABC | 58,20 bCD | 88,68 aA | 78,78 aABC |
| 180 | 94,28 aAB | 60,30 cBCD | 78,65 bAB | 70,95 bcBC |
| 210 | 91,55 aAB | 58,20 bCD | 69,85 bAB | 73,00 abaBC |
| 240 | 70,50 aBCD | 64,78 aABCD | 76,13 aAB | 59,18 aCD |
| 270 | 64,91 aCDE | 51,03 abD | 71,10 aAB | 44,60 bDE |
| 300 | 54,33 aDE | 45,28 aD | 55,70 aB | 43,90 aDE |
| 330 | 43,15 aE | 16,28 aE | 19,13 aC | 31,30 aE |

Em que: Dias= número de dias após a instalação dos *litter bags*; médias seguidas da mesma letra minúscula na linha e maiúscula na coluna, não diferem entre si, pelo teste de Tukey, a 5% de significância.

Tabela 2. Percentual remanescente da fração foliar da serapilheira nas coberturas florestais de estudo, Humaitá-AM.

Os primeiros 90 dias a decomposição do material foliar ocorreu de forma lenta no comparativo entre os ambientes, com exceção do REJ que já apresentava 35,30% de

perda de massa em relação ao peso inicial, essa rápida decomposição da serapilheira ocorre primeiramente no material lábil, posteriormente em processo mais lento decorrente de material mais resistente (MOMOLLI et al., 2018). Os maiores picos de decomposição, consequentemente maiores percentuais de perda de massa, ocorreram aos 240 dias, com perdas de 21,05% para RET. Para REJ e REM o maior pico ocorreu aos 330 dias, com perda de 29% e 36% respectivamente. Já para FN, as maiores perdas ocorreram aos 270 dias, com percentual de perdas de 14,58%. Todos coincidindo com o período chuvoso para a região (Figura 2). Segundo Terror et al (2011), a decomposição da serapilheira é favorecida pelo aumento da umidade do solo na maioria dos ecossistemas sazonais da região tropical.

Na (Figura 8), são apresentadas as curvas de regressão, ajustando-se adequadamente e evidenciando um padrão de perda de massa diferenciado nas diferentes formações florestais. As figuras foram confeccionadas com base em modelo matemático exponencial, apresentando índice de regressão entre 0,66 a 0,89.

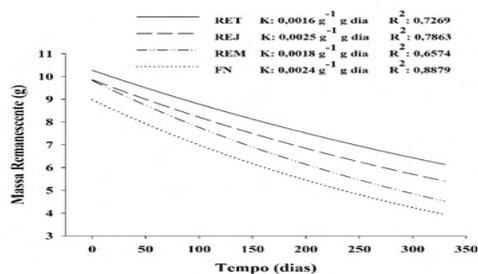



Figura 8. Curvas de decomposição da serapilheira nas diferentes áreas de estudo.

O maior valor da constante de decomposição (k: 0,0025) obtido na área de REJ, pode ser atribuída às características do material de serapilheira, as folhas do jenipapo aparentavam ser mais tenras, menos lignificada, podendo facilitar a ação dos organismos decompositores, somado a isso o relevo da área com declive acentuado, favorecendo maior acumulo de umidade no solo. De acordo com Martins (2010) o processo de

decomposição da serapilheira decresce conforme aumenta a altitude, sendo as maiores taxas de decomposição encontradas nas áreas entre 0 e 100 metros.

Se contrapondo ao valor de (k) encontrado em REJ, o menor valor de (k: 0,0016), foi obtido na área de RET, onde o material foliar aparentava ser mais lignificado. Altas concentrações de lignina e tanino representam uma das causas do decréscimo da taxa de decomposição da serapilheira (LIMA et al., 2015).

No ambiente de floresta nativa o valor de (k) se aproximou ao do ambiente REJ, podendo ser explicado em razão da baixa fertilidade no geral dos solos de Florestas tropicais e da grande diversidade de organismos decompositores, importantes na reciclagem dos nutrientes para a floresta, funcionando como catalisadores na decomposição da matéria orgânica presente.

Segundo Olson (1963), os valores de (k) maiores que 1, geralmente são encontrados em florestas tropicais, valores maiores do que esta unidade pressupõem um retorno dos nutrientes ao solo em um ano ou menos, enquanto valores menores do que 1 indicam um retorno superior a um ano, podendo durar até mesmo décadas. Se tratando da Amazônia, os valores de (k) podem variar muito, em função das condições edáficas ou climáticas, podendo encontrar valores desde muito baixo, até muito elevado (CABIANCHI, 2010).

Valores de coeficiente (k) observados em outras formações florestais brasileiras corroboram com os resultados encontrados neste estudo. Silva et al. (2014), avaliando a decomposição de serapilheira foliar em três sistemas florestais no Sudoeste da Bahia, encontraram valores de (k) para a serapilheira do povoamento de jaqueira (0,0033 $g \cdot g^{-1} \cdot$dia), seguido da floresta nativa (0,0023 $g \cdot g^{-1} \cdot$dia) e do plantio de espécies nativas (0,0019 $g \cdot g^{-1} \cdot$dia) e tempo de meia vida na ordem de 301,37 dias, 364,81dias, e 210,04 dias.

O tempo estimado para decompor 50 % do total do material formador da serapilheira ($t_{1/2}$ dias), com valores de 277,26 dias; 288,81 dias; 385,08 dias e 433,20 dias, respectivamente se mostraram significativos, conforme apresentados na (Tabela 3).

| Parâmetros | Áreas de estudo | | | |
|---|---|---|---|---|
| | RET | REJ | REM | FN |
| $P_0$ (g) | 10,00 | 10,00 | 10,00 | 10,00 |
| r² | 0,726* | 0,786* | 0,657* | 0,887* |
| EPE | 0,39 | 0,42 | 0,51 | 0,30 |
| k (g g¹dia) | 0,0016 | 0,0025 | 0,0018 | 0,0024 |
| $t_{1/2}$ (dias) | 433,20 | 277,26 | 385,08 | 288,81 |

P0 = massa inicial; k = constante da decomposição; r² = coeficiente de determinação do ajuste para a estimativa do k; EPE = Erro padrão da estimativa de k; $t_{1/2}$ = tempo de meia-vida do folhedo; *$p < 0{,}0001$.

Tabela 3. Valores de constante de decomposição (k) e tempo de meia vida ($t_{1/2}$) da serapilheira nos diferentes ambientes de estudo.

Resultados semelhantes de (k), observados neste estudo, foram encontrados por Grugiki et al (2017), estudando a decomposição e atividade microbiana da serapilheira em coberturas florestais no Sul do Espírito Santo, com resultados de (k) para seringueira (*Hevea brasiliensis)* de 0,0013, (*Acacia mangium*) de 0,0016, floresta secundária de 0,0017 e saboneteira (*Sapindus saponaria*) de 0,0024 e tempo de meia vida estimado em 394,36 dias, 292,75 dias, 497,64, dias e 529,06 dias respectivamente.

## 3.4 Quantificações da biomassa de raízes finas

Os resultados obtidos correspondentes ao período seco (junho), na profundidade de 0-5 cm, não foram significativos a nível de significância de 5%, apresentado valores de (3131,15 kg ha$^{-1}$) para FN; (2780,46 kg ha$^{-1}$) para REJ; (1450,37 kg ha$^{-1}$) para REM e valores de (941,10 kg ha$^{-1}$) para RET, conforme (Tabela 4).

| **Áreas de estudo** | **Biomassa (kg ha$^{-1}$)** (Junho) | **CV (%)** | **Biomassa (kg ha$^{-1}$)** (Janeiro) | **CV (%)** |
|---|---|---|---|---|
| | | **0-5 cm** | | |
| **RET** | 941,00 aA | 30,65 | 1747,90 aA | 28,38 |
| **REJ** | 2780,46 aA | 96,99 | 1913,31 aA | 56,57 |
| **REM** | 1450,37 aA | 50,99 | 2583,44 aA | 82,98 |
| **FN** | 3131,15 aA | 70,31 | 3791,47 aA | 38,78 |
| | | **5-15 cm** | | |
| **RET** | 539,77 bB | 42,08 | 529,92 bB | 59,35 |
| **REJ** | 646,24 bB | 6,90 | 645,47 bB | 25,02 |
| **REM** | 580,75 bB | 75,86 | 542,92 bB | 51,15 |
| **FN** | 1442,56 aA | 35,45 | 2058,69 aA | 24,78 |
| | | **15-30 cm** | | |
| **RET** | 182,41 bB | 56,30 | 264,43 bB | 65,99 |
| **REJ** | 437,15 bB | 18,22 | 318,91 bB | 67,98 |
| **REM** | 533,77 bB | 72,61 | 452,75 bB | 64,03 |
| **FN** | 1240,69 aA | 42,62 | 2341,34 aA | 53,29 |

Médias de cinco repetições. Valores seguidos da mesma letra minúscula na coluna não diferem pelo teste de Tukey a 5 % e maiúscula na linha, não diferem pelo teste de T de amostras pareadas; RET = reflorestamento com teca; REJ = reflorestamento com jenipapo; REM = reflorestamento com espécies mistas; FN = floresta nativa.

Tabela 4. Biomassa de raízes finas nos diferentes ambientes de estudo, Humaitá-AM.

Na profundidade de 5-15 cm, ainda para o mês de junho o ambiente de FN apresentou significância para os demais ambientes, com valor médio de (1442,56 kg ha$^{-1}$) e coeficiente de variação em torno de 35,45% sustentando a precisão dos dados. Já na profundidade de 15-30 cm a produção de biomassa de raízes finas se mostrou semelhante

à profundidade anterior, com destaque novamente para o ambiente de FN, apresentando significância para os demais ambientes, com valor médio de (1240,69 kg $ha^{-1}$). Os maiores resultados apresentados em ambientes de floresta nativa podem ter correlação com maiores diversidades de plantas, bem como o nível de compactação do solo favorecendo o crescimento das raízes.

Os resultados correspondentes a coleta do mês de janeiro, apresentaram comportamento parecido com o mês de junho, com maior produção de biomassa na profundidade 0-5 cm, com destaque para o ambiente de FN, diferenciando-se significativamente para os demais ambientes na camada de 5-15 com média de (2058,69 kg $ha^{-1}$) e de (2341,34 kg $ha^{-1}$) na camada de 15-30 cm, no mesmo mês de coleta. De acordo com Witschoreck et al. (2003) [28], 72 % da biomassa radicular está concentrada nos primeiros 30 cm de solo, inferindo que as raízes com diâmetro até 2,0 mm de espessura são as principais responsáveis pelos processos de absorção de água e nutrientes.

No comparativo entre período seco e chuvoso, não houve diferenças significativas para as diferentes profundidades de coleta e diferentes ambientes de estudo, apresentando um leve aumento na produção de biomassa no período chuvoso, conforme mostra (Tabela 4).

Resultados de 2345,87 kg $ha^{-1}$ e 3369,73 kg $ha^{-1}$, em estudo de povoamento de (*Pinus taeda* L.), foram observados por Lopes (2009), e de 3.555,2 kg $ha^{-1}$, em povoamento de (*Acacia mearnsii* De Wild), por Ceconi (2008), esses valores se assemelham aos valores encontrados nesse estudo.

Os maiores valores de biomassa radicular somando todas as profundidades por períodos, ocorreram na época chuvosa, com exceção de REJ, conforme mostra (Figura 9). Esses resultados foram observados também por Metcalfe et al. (2008), em uma floresta tropical amazônica.

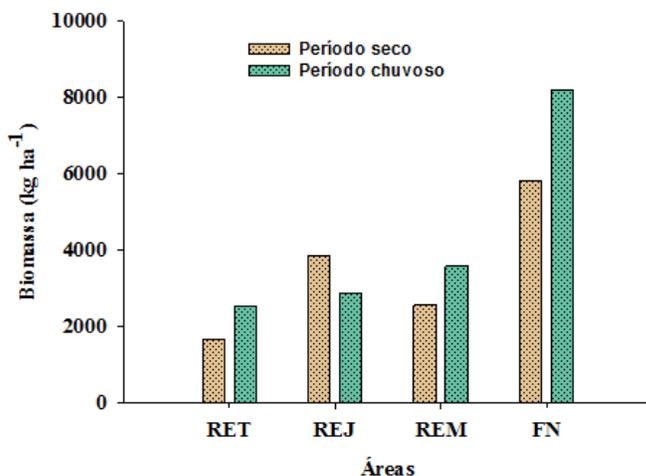



Figura 9. Biomassa de raízes nas diferentes áreas e período de coleta.

O ambiente de FN contribuiu com maior produção de biomassa, tanto no período seco como chuvoso. Isso pode ser explicado em função da quantidade de espécies por m², outra explicação pode ser em decorrência da quantidade de material orgânico via serapilheira depositada na superfície do solo das florestas nativas, sendo essa a principal fonte de nutrientes. O acumulo de nutrientes em determinado local no solo pode proporcionar maiores crescimentos e volumes de raízes, devido à maior disponibilidade de nutrientes [9]. Segundo Finér et al. (2011), a biomassa de raízes diminui de forma exponencial das camadas superiores às camadas inferiores do solo em diferentes biomas florestais, alternando seu comportamento apenas na profundidade total de enraizamento.

No que diz respeito a densidade de raízes finas, foi constatado que os menores valores foram comprovados em ambientes de reflorestamento, tanto para período seco como chuvoso, conforme (Tabela 5), mostrando-se significativo a ($p<0,05$) na profundidade de 5-15 e 15-30 cm para o ambiente de FN no período seco, com média de (3,1198 g-dm$^{-3}$) e (2,6832 g-dm$^{-3}$), respectivamente.

| **Áreas de estudo** | **Densidade (g/dm$^{-3}$)** | **CV (%)** | **Densidade (g/dm$^{-3}$)** | **CV (%)** |
|---|---|---|---|---|
| | Junho<br>(Per. Seco) | | Janeiro<br>(Per. Chuvoso) | |
| | | **0-5 cm** | | |
| **RET** | 2,0350 aA | 30,54 | 3,7801 aA | 28,30 |
| **REJ** | 6,0132 aA | 97,00 | 4,1378 aA | 56,65 |
| **REM** | 3,1366 aA | 50,79 | 5,5871 aA | 82,97 |

| FN | 6,7723 aA | 70,31 | 8,1997 aA | 38,82 |
|---|---|---|---|---|
| | | **5-15 cm** | | |
| **RET** | 1,1673 bB | 42,24 | 1,1460 bB | 59,64 |
| **REJ** | 1,3976 bB | 6,47 | 1,3959 bB | 24,46 |
| **REM** | 1,2559 bB | 76,00 | 1,1741 bB | 51,28 |
| **FN** | 3,1198 aA | 35,36 | 4,4522 aA | 24,71 |
| | | **15-30 cm** | | |
| **RET** | 0,3944 bB | 56,41 | 0,5718 bB | 64,91 |
| **REJ** | 0,9454 bB | 18,08 | 0,6897 bB | 67,64 |
| **REM** | 1,1543 bB | 72,17 | 0,9791 bB | 63,91 |
| **FN** | 2,6832 aB | 42,53 | 5,0635 aA | 53,16 |

Médias de cinco repetições. Valores seguidos da mesma letra minúscula na coluna não diferem pelo teste de Tukey a 5 % e maiúscula na linha, não diferem pelo teste de T de amostras pareadas; RET = reflorestamento com teca; REJ = reflorestamento com jenipapo; REM = silvipastoril com espécies mistas; FN = floresta nativa.

Tabela 5. Densidade de raízes nos diferentes ambientes de estudo, Humaitá –AM.

A densidade de raízes finas apresenta um comportamento muito semelhante ao da biomassa, alterando de acordo com a profundidade do solo, esse comportamento pode ser explicado em função da alta concentração de serapilheira no chão da floresta, favorecendo uma maior retenção de água, disponibilidade de oxigênio e nutrientes, decorrente da decomposição. Outra provável explicação seria em função da compactação do solo, pois as primeiras camadas exercem uma pressão sobre as camadas inferiores, dificultando a distribuição das raízes.

No presente estudo observou-se que quanto mais aumenta a profundidade do solo, diminui a quantidade de raízes finas, conforme mostra a (Figura 10). Comportamento semelhante foi constatado em estudo de raízes finas em árvores jovens de (*Eucalyptus dunnii* Maiden) por Dick e Schumacher (2019), corroborando com resultados apresentado nesse estudo.

A densidade de raízes finas pode ser um fator relacionado com a característica do genótipo das plantas, como também, está relacionada com comportamento nutricional, potencial produtivo e capacidade de adaptação as condições de estresse ambiental (MARTINS, 2004). Ficou comprovado a campo que a dinâmica no comportamento nutricional e produtivo das espécies nativas ocorriam de forma mais intenso em um nível de equilíbrio, muito provável em função da não ocorrência de ações antrópicas.

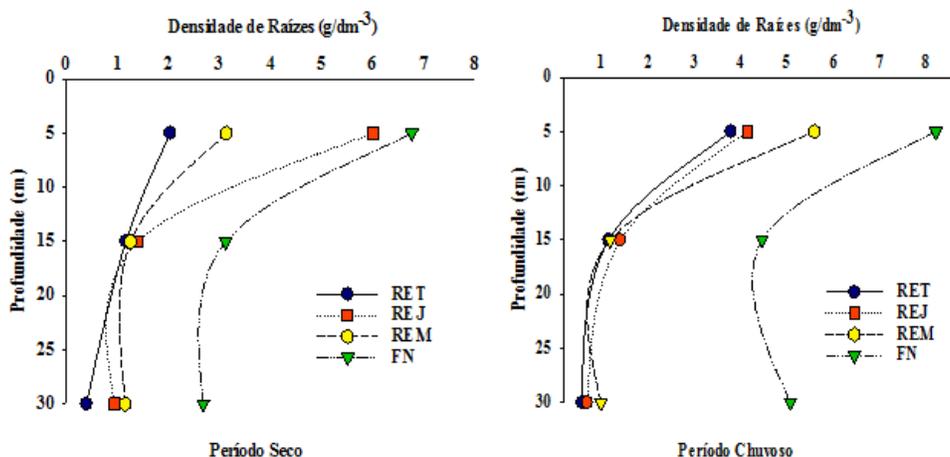



Figura 10. Densidade de raízes finas nas diferentes áreas e profundidades.

O percentual do total de biomassa produzida em cada profundidade e período de coleta nas diferentes áreas de estudo pode ser verificado na (Tabela 3). No período seco o maior percentual encontrado de biomassa de raízes finas para áreas de reflorestamento foi de 71,96% para REJ, na camada de 0-5 cm, já o percentual em ambiente de FN foi de 53,85% também na camada de 0-5 cm. Para a coleta realizada em janeiro (período chuvoso), os maiores percentuais de biomassa de raízes finas entre os ambientes de reflorestamento foram de 72,18% para REM na camada de 0-5 cm. No ambiente de FN foi de 46,29%.

O padrão no percentual de biomassa de raízes no ambiente de floresta nativa ocorreu de certa forma menos discrepante entre as camadas, no entanto as áreas de reflorestamento tiveram os maiores percentuais de biomassa na camada de 0-5 cm no comparativo com a área de floresta nativa, tanto para o período seco como chuvoso.

| **Profundidade (cm)** | **Percentual (%) de raízes (≤ 2 mm) Período seco** | | | |
|---|---|---|---|---|
| | RET | REJ | REM | FN |
| **0-5** | 56,58 | 71,96 | 56,55 | 53,85 |
| **5-15** | 32,45 | 16,73 | 22,64 | 24,81 |
| **15-30** | 10,97 | 11,31 | 20,81 | 21,34 |
| **Total** | 1663,18 | 3863,85 | 2564,89 | 5814,40 |
| **Profundidade (cm)** | Percentual (%) de raízes (≤ 2 mm) Período chuvoso | | | |
| | RET | REJ | REM | FN |

| 0-5 | 68,76 | 66,49 | 72,18 | 46,29 |
|---|---|---|---|---|
| **5-15** | 20,84 | 22,43 | 15,17 | 25,13 |
| **15-30** | 10,40 | 11,08 | 12,65 | 28,58 |
| **Total** | 2542,25 | 2877,69 | 3579,11 | 8191,50 |

Tabela 6. Percentual de biomassa nas diferentes profundidades e mês de coleta, Humaitá-AM.

Uma explicação para os menores percentuais nas camadas mais profundas em ambientes de reflorestamento pode ter relação com o histórico desses ambientes, inferindo-se parte desses resultados a distúrbios sofridos por pisoteio de animais que constantemente pastavam nessas áreas, dificultando a distribuição das raízes nas camadas mais profundas, outra explicação pode ter correlação com a idade (≤ 20 anos) e características de espécies plantadas (homogêneo).

Resultados semelhantes encontrados em plantio de (*Eucalyptus cloeziana* F. Muell), com quase 50% da biomassa nos primeiros 5 centímetros (NAVROSKI et al., 2010), corroboram para os resultados descritos nesse estudo. A maior concentração de biomassa de raízes finas em estudo com (*Araucaria angustifólia*) foram encontrados nos primeiros 20 cm de profundidades do solo, perfazendo um total de 53,4% da biomassa total.

## 3.5 Carbonos orgânico do solo

Os resultados das análises evidenciaram que as concentrações de carbono orgânico (Corg) no período seco, não se diferenciaram estatisticamente a nível de significância de 5%, entre às camadas de 0-5 e 5-15 cm nos diferentes ambientes, conforme mostra a (Figura 11). Já na profundidade de 15-30 cm para o mesmo período, o ambiente de REJ apresentou diferença significativa para os demais ambientes com valor de (3,22 g kg$^{-1}$), essa foi a menor concentração no período seco.

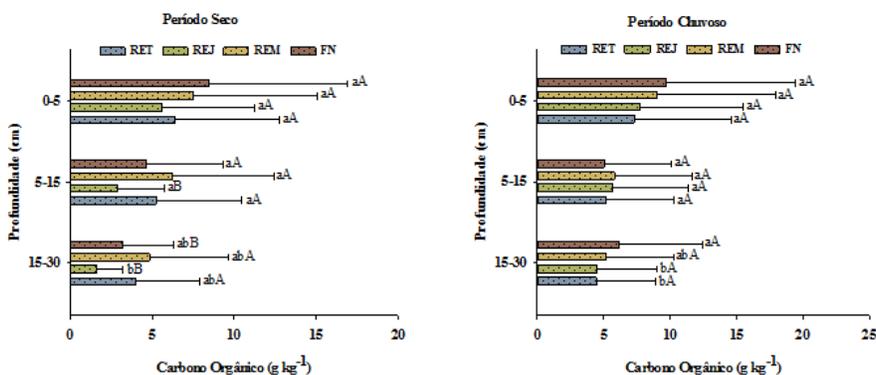



Figura 11. Concentração de (Corg) nas diferentes áreas, profundidades e período. Valores seguidos da mesma letra minúscula não diferem pelo teste de Tukey a 5 % e maiúscula, não diferem pelo teste de T de amostras pareadas.

Os teores de carbono orgânico têm sido utilizados como indicadores de alterações do solo, sendo menor em condições de perturbação do meio (MENDES, 2018). Esse fato vem sustentar as observações comprovada nesse estudo, onde as áreas de REJ, RET e REM sofriam perturbações decorrente de outra atividade econômica (pecuária), podendo ter influenciado os resultados nas profundidades de 15-30 cm, mostrando-se significativo ($p<0,05$).

Resultados encontrados por Gatto et al. (2010), na ordem de 22,44 g $kg^{-1}$, em plantações de Eucalipto se assemelham aos valores obtidos nesse estudo. As maiores concentrações de carbono orgânico encontrados nas camadas superficiais são explicadas devido à superfície do solo sofrer maior interferência da matéria orgânica proveniente da queda de folhas e galhos, promovendo processos mais intensos na ciclagem de nutrientes (VITAL et al., 2004).

Os resultados das análises na época considerada chuvosa (Janeiro), mostrou que houve diferenças significativas no comparativo entre as áreas de floresta nativa e reflorestamento para profundidade de 15-30 cm, com valores de 12,41 g $kg^{-1}$ para (FN), 8,97 g $kg^{-1}$ para (REJ) e 8,88 g $kg^{-1}$ para (RET), conforme mostra (Figura 11). Isso pode ter correlação com as características morfológicas das espécies de plantio homogêneo, bem como influência das variáveis climáticas como altas temperatura e alto volume de chuvas nessa época do ano na região (Figura 5).

No Comparativo entre os períodos (seco e chuvoso), constatou-se que houve diferenças significativas somente na profundidade de 5-15 cm para o ambiente REJ e na profundidade de 15-30 cm para FN, com maiores concentrações no período chuvoso. Este fato pode estar associado à maior atividade microbiana, acelerando o processo de decomposição dos compostos orgânicos, tornando assimiláveis ao sistema solo-planta.

Os valores de pH do solo encontrados nas diferentes áreas de estudo e profundidades, indicam que são considerados solos ácidos, apresentando diferença significativa a nível de 5% para o Ambiente de FN em todas as profundidades no período chuvoso, conforme (Tabela 4).

| **Áreas de estudo** | **pH ($H_2O$)** | |
|---|---|---|
| | Junho | Janeiro |
| **0- 5 cm** | | |
| **RET** | 4,67 aA | 4,82 aA |
| **REJ** | 4,67 aA | 4,89 aA |
| **REM** | 4,75 aA | 4,99 aA |
| **FN** | 4,22 bA | 4,01 bA |
| **5-15 cm** | | |
| **RET** | 4,64 aA | 4,75 aA |

| | | |
|---|---|---|
| **REJ** | 4,49 aAB | 4,79 aA |
| **REM** | 4,63 aA | 4,61 aA |
| **FN** | 4,38 aA | 4,02 bA |
| **15-30 cm** | | |
| **RET** | 4,66 aA | 4,62 aA |
| **REJ** | 4,39 abA | 4,91 aA |
| **REM** | 4,52 abA | 4,55 abA |
| **FN** | 4,21 bA | 4,20 bA |

Médias de quatro repetições. Valores seguidos da mesma letra minúscula na coluna não diferem pelo teste de Tukey a 5 % e maiúscula na linha, não diferem pelo teste de T de amostras pareadas; RET = reflorestamento com teca; REJ = reflorestamento com jenipapo; REM = silvipastoril com espécies mistas; FN = floresta nativa.

Tabela 7. Valor do pH do solo nos diferentes ambientes e profundidade, Humaitá-AM.

Os solos de floresta nativa apresentaram ser mais ácidos talvez devido ao processo de degradação da matéria orgânica e da sua rápida mineralização, acarretando uma maior acidificação natural do solo nestes ambientes. A eficiência dos compostos orgânicos aumenta a disponibilidade de nutrientes no solo, presume-se que muitos desses ácidos são degradados em poucos dias após a liberação dos resíduos vegetais (COSTA et al., 2013).

Valores aproximados de pH em áreas de floresta com 4,30 e pastagem com 4,40 foram encontrados por Oliveira et al. (2015), corroborando com os valores encontrados nesse estudo. Os maiores valores de pH encontrados nas áreas de reflorestamento podem ter correlação com as práticas de manejo e preparo de solo, o pH do solo pode ter contribuído para maiores percentuais de raízes finas nas primeiras camadas do solo, conforme discutido nesse estudo.

## 4 | CONCLUSÕES

A produção média anual de serapilheira no ambiente de floresta nativa foi estatisticamente igual ao observado no ambiente de reflorestamento, contrariando a hipótese prevista nesse estudo. O maior estoque mensal de serapilheira total na (FN) e (RET) ocorreram no período seco, enquanto que os maiores estoques mensais para o (REJ) e (REM) ocorreram no período chuvoso. Entre as frações da serapilheira a que mais contribuiu foi a foliar, atingindo o maior percentual (72,1%) para a área de (RET).

A decomposição da serapilheira ocorreu de forma mais acelerada (0,0025 g $g^{-1}$dia) para a área de reflorestamento com jenipapo (REJ), sendo necessários 277,26 dias para que fosse decomposta metade do material foliar, próximo dos valores de decomposição do ambiente de floresta nativa (FN), com (0,0024 g $g^{-1}$dia), sendo necessários 288,81 dias para decompor metade do material foliar. Já a decomposição mais lenta (0,0016 g $g^{-1}$dia)

ocorreu na área de reflorestamento com teca (RET), sendo necessários 433 dias para decompor metade do material foliar, seguida por (0,0018 g $g^{-1}$ dia) para (REM), sendo necessários 385 dias para decompor metade do material foliar.

A produção de biomassa radicular, somando-se as três profundidades de estudo, foi maior no ambiente de floresta nativa, ocorrendo de forma mais intensa no período chuvoso do ano, chegando a valores de 8.191,50 kg $ha^{-1}$, decrescendo conforme aumenta a profundidade. No entanto os maiores percentuais, correspondente ao total produzido, ocorreram nos ambientes de reflorestamento para profundidade de 0-5 cm, chegando a valores de 72,18% para REM no período chuvoso.

O comportamento da densidade em função do volume de solo mostrou que a maior concentração se encontra nos primeiros 5 centímetros de profundidades, não se diferenciando significativamente a nível de 5% entre os ambientes e período do ano. Para as demais profundidades se mostrou significativo para o ambiente de floresta nativa, com maiores valores encontrados no período chuvoso. O carbono orgânico do solo (Corg), apresentou significância, entre o período seco e chuvoso para os ambientes de FN e REJ.

Presume-se que diante dos resultados obtidos os fatores edafoclimáticos como precipitação, solo e características das espécies florestais influenciaram, tanto na produção de biomassa de raízes finas como na estimativa do carbono orgânico do solo.

## REFERÊNCIAS


ALMEIDA EJ, LUIZÃO F, RODRIGUES DJ. Produção de serapilheira em florestas intactas e exploradas seletivamente no sul da Amazônia em função da área basal da vegetação e da densidade de plantas. Acta Amazônica. 2015 45(2):157-166, doi: 10.1590/1809-4392201402543

ALVARES CA, STAPE JL, SENTELHAS PC, GOLÇALVES JL DE M, SPAROVEK G. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift. 2014 22(6):711-718

BLOCK RMA, VAN REES KCJ, KNIGHT JDA. A review of fine root dynamics in populus plantations. Agroforestry Systems. 2006 67:131-138.

BOHM W. Methods of studying root systems. Berlir: Springer-Verlag; 1979. 188 p.

BRASSARD BW et al. Tree species diversity increases fine root productivity through increased soil volume filling. Journal of Ecology. 2013 101(1): 210-219, doi: 10.1111/1365-2745.12023

CABIANCHI, G. M. Ciclagem de nutrientes via serapilheira em fragmento ciliar do rio Urupá, Rondônia. Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP, 2010.

CALDEIRA, M. V. W. et al. Biomassa e nutrientes da serapilheira em diferentes coberturas florestais. Comunicata Scientiae v.4, n.2, p:111-119, 2013.

CARVALHO. H. C. S.; FERREIRA. J. L. S.; CALIL. F. N.; MELO. C.; NETO. S. Estoque de nutrientes na serapilheira acumulada em quatro tipos de vegetação no Cerrado em Goiás. Ecologia e Nutrição Florestal, Santa Maria-RS, v.7, e 06, 2019

CECONI DE. et al. Biomassa e comprimento de raizes finas em povoamento de Acacia mearnsii De Wild estabelecido em area degradada por mineracao de carvao. Revista Floresta. 2008 Jan-Mar;38(1):1-10.

COSTA, W. A. J. M.; ATAPATTU, A. M. L. K. Decomposition and nutrient loss from prunings of different contour hedgerow species in tea plantations in the sloping highlands of Sri Lanka. Agroforestry Systems, Heidelberg, v. 51, n. 3, p. 201-211, mar. 2001

COSTA EM, SILVA HF, RIBEIRO PRA. Matéria orgânica do solo e o seu papel na manutenção e produtividade dos sistemas agrícolas. Enciclopédia biosfera, Centro Científico Conhecer. 2013 9(17):1843.

DEBORTOLI, N.; DUBREUIL, V.; DELAHAYE, F.; FILHO, S. R. Análise temporal do período chuvoso na Amazônia meridional brasileira (1971-2010). Revista geonorte, edição especial 2, v. 1, n. 5, p. 382 – 394, 2012.

DICK G, SCHUMACHER MV. Raízes finas em árvores jovens de *Eucalyptus dunnii* Maiden. Ecologia e Nutrição Florestal. 2019 7(3), doi: 10.5902/2316980X36338

DUNBABIN V, RENGEL Z, DIGGLE A. The root growth response to heterogeneous nitrate supply differs for *Lupinus angustifolius pilosus*. Australian Journal of Agricultural Research. 2001 52:495-503,

FEARNSIDE PM. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. Acta Amazonica. 2006 36(03):395-400, doi: 10.1590/S0044-59672006000300018

FINÉR L, OHASHIB M, NOGUCHIC K, HIRANOD Y. Factors causing variation in fine root biomass in forest ecosystems. Forest Ecology and Management. 2011 261: 265-277, doi: 10.3390/f9010035

FREITAS TAS, BARROSO DG, CARNEIRO JGA. Dinâmica de raízes de espécies arbóreas: visão da literatura. Ciência Florestal. 2008 18(1):133-142.

GATTO A, BARROS NF, NOVAIS RF, DA SILVA IR, LEITE HG, LEITE FP, VILLANI EMA. Estoques de carbono no solo e na biomassa em plantações de eucalipto. Revista Brasileira de Ciência do Solo. 2010 34:1069-1079.

GILL R, JACKSON RB. Global patterns of root turnover for terrestrial ecosystems. New Phytologist. 2000 147:13-31.

GRUGIKI, M. A.; ANDRADE, F. V.; PASSOS, R. R.; FERREIRA, A. C. Decomposição e atividade microbiana da serapilheira em coberturas florestais no Sul do Espirito Santo. Floresta e Ambiente, v. 24, n. 20, p. 150-189, 2017.

GUO, L. B.; SIMS, R. E. H. Litter decomposition and nutriente release via litter decomposition in New Zealand eucalypt short rotation forests. Agriculture, Ecosystems and Environment, v. 75, n. 1, p. 133-140, 1999.

HOLANDA, A. C.; FELICIANO, A. L. P.; FREIRE, F. J.; SOUSA, F. Q.; FREIRE, S. R. O.; ALVES, A. R. Aporte de serapilheira e nutrientes em uma área de caatinga. Ciência Florestal, Santa Maria, v. 27, n. 2, p. 621-633, abr.-jun. 2017.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br>. Acesso em: 15 de outubro de 2019.

JORDAN CF. Nutrient cycling in tropical forest ecosystems. New York: John Wiley and Sons, 1985. 190 p.

KIM, Y.; KNOX, R. G.; LONGO, M.; MEDVIGY, D.; HUTYRAK, L. R.; PYLE, E. H. Seasonal carbon dynamics and water fluxes in an Amazon rainforest. Global Change Biology, v. 18, p. 1-11, 2012.

LIMA, R.  P. Aporte e decomposição da serapilleira na Caatnia no sul do Piauí. Revista Floresta e Ambiente, Seropédica, v. 22, n. 1, p. 42-49, jan.-mar, 2015.

LIMA TTS et al. Fine-root production in two secondary forest sites with distinct ages in Eastern Amazon. Acta Amazonica. 2012 42:95-104.

LOPES, M. I. M.; DOMINGOS, M.; VUONO, Y. S. Ciclagem de nutrientes minerais. In: Manual metodológico para estudos botânicos na Mata Atlântica. SYLVESTRE, L. S.; ROSA, M. M. T. Seropédica: EDUR, 2002. p.72-103.

LOPES VG. Quantificação das raízes finas em um povoamento de (*pinus taeda* l.) na região dos Campos de Cima da Serra, RS. [dissertação], Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria-UFSM; 2009. 85 p.

MARTINS, S. C. Caracterização dos solos e serapilheira ao longo do gradiente altitudinal da Mata Atlântica, estado de São Paulo, Universidade de São Paulo. 2010.

MARTINS LFS. Características do sistema radicular das arvores de (*Eucalyptus grandis*) em resposta a aplicação de doses crescentes de biossolido. 2004 Jun; 65:207-218

MENDES LSS. Dinâmica de raízes finas em relação à disponibilidade sazonal de nutrientes e de diferentes níveis de deposição úmida em florestas tropicais. [tese], São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais-INPE; 2018. 188 p.

MENEZES CEG, PEREIRA MG, CORREIA MEF, ANJOS LHC, PAULA RR, SOUZA ME. Aporte e decomposição de serapilheira e produção de biomassa radicular em floresta com diferentes estágios sucessionais em Pinheiral, RJ. Ciência Florestal. 2010 Jul-Set;20(3):439-452, doi: 10.5902/198050982059

METCALFE DB et al. The effects of water availability on root growth and morphology in an Amazon rainforest. Plant and Soil. 2008 311:189-199, doi: 10.1007/s11104-008-9670-9.

MOMOLLI, D. R.; SCHUMACHER, M.V.; DICK, G.; VIERA, M.; SOUZA, H. B. Decomposição da serapilheira foliar e liberação de nutrientes em Eucalyptus dunnii no Bioma Pampa. Scientia Forestalis, Piracicaba, v. 46, n. 118, p. 199-208, jun. 2018.

MUNIZ, F. H. Padrões de floração e frutificação de árvores da Amazônia Maranhense. Acta Amazonica, v. 38, p. 617-626, 2008..

NAVROSKI MC, BIALI LJ, BIANCHIN JE, CAMARGO L, SCHUMACHER MV. Quantificação de biomassa e comprimento de raízes finas em povoamento de (Eucalyptus cloeziana F. Muell.). Revista Brasileira de Ciências Agrárias. 2010 5(4):535-540, doi: 10.5239/agraria.v5i4.725

NETO, A. P. S.; BARRETO, P. A. B.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; NOVAES, A. B.; PAULA, A. Produção de serapilheira em floresta estacional semidecidual e em plantios de pterogyne nitens tul. e eucalyptus urophylla s. T. Blake no Sudoeste da Bahia, Ciência Florestal, v. 25, n. 3, p. 633-643, 2015.

OLIVEIRA IA, CAMPOS MCC, FREITAS L, SOARES MDR. Caracterização de solos sob diferentes usos na região sul do Amazonas. Acta amazônica. 2015 45(1):1-12, doi: 10.1590/1809-4392201400555

OLSON, J. S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. Ecology, v. 44, n. 2, p. 322-330, 1963.

OURIQUE, L. K.; SILVA, R. O.; SOUZA, C. A. S.; NOGUCHI, H.; SANTOS, J.; HIGUCHI, N. Relação da produção de serapilheira com incremento em diâmetro de uma floresta madura na Amazônia Central. Scientia Forestalis. V. 44, n. 112, p. 875-886, dez. 2016.

PIRES, H. C. G.; ROSA, L. S.; CABRAL, B. S.; SILVA V. M.; NOGUEIRA, G. A.; FERREIRA, P. R. N. Padrão Fenológico de *Attalea maripa* (Aubl.) Mart. em Áreas de Pastagens na Amazônia Oriental. Floresta e Ambiente. v. 23, n.2, p. 170-179, 2016.

ROSA, I. M. D.; PURVES, D.; JÚNIOR, C. S.; EWERS, R. M. Predictive modelling of deforestation in the brazilian Amazon. Plos One, v. 8, n. 10, 2013.

SILVA, H. F.; BARRETO, P. A. B.; SOUSA, G. T. O.; AZEVEDO, G. B.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; OLIVEIRA, F. G. R. B. Decomposição de serapilheira foliar em três sistemas florestais no Sudoeste da Bahia. Revista Brasileira de Biociências, v. 12, n. 3, p. 164, Porto Alegre, 2014.

SILVA, W. T. M.; LEONARDO, F. A. P.; SOUTO, J. S.; SOUTO, P. C.; LUCENA, J. D. S.; NETO, P. H. M. Deposição de Serapilheira em Áreas de Caatinga no Núcleo de Desertificação do Seridó. Agropecuária Científica no Semiárido, v. 12, n. 4, p. 383-390, 2016.

SCHUMACHER MV et al. Produção de serapilheira em uma floresta de (*Araucária angustifólia* Bertol) Kuntze no município de Pinhal Grande-RS. Revista Árvore 2004 28:29-37

TEIXEIRA PC, DONAGEMMA GK, FONTANA A, TEIXEIRA WG. Manual de métodos de análise de solos. 3. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos; 2017. 573 p.

TERROR, V. L.; SOUSA, H. C.; KOSOVITS, A. R. Produção, decomposição e qualidade nutricional da serapilheira foliar em uma floresta paludosa de altitude. Acta Botânica Brasílica, v.25, n.1, p.113-121, 2011.

URBANO, C. N.; SIMONETE, M. A.; ERNANI, P. R.; CHAVES, D. M.; MORO, L. Aporte de serapilheira e nutrientes ao solo em povoamentos jovens de *Eucalyptus* no planalto catarinense. Ecologia e Nutrição Florestal. V. 6, n. 2, p. 33-44, 2018.

VILLA, E. B.; M. G. PEREIRA.; ALONSO, J. M.; BEUTLER, S. J.; LELES, P. S. S. Aporte de serapilheira e nutrientes em área de restauração florestal com diferentes espaçamentos de plantio. Floresta e Ambiente. v. 23, n. 1, p. 90-99, 2016.

VITAL ART, GUERRINI IA, FRANKEN WK, FONSECA RCB. Produção de serapilheira e ciclagem de uma floresta estacional semidecidual em zona ripária. Revista **Árvore** 2004 28:793-800.

VOGT KA, VOGT DJ, BLOOMFIELD. Analysis of some direct and indirect methods for estimating root biomass and production of forests at an ecosystem level, Plant Soil. 1998 200:71-89.

WITSCHORECK R, SCHUMACHER MV, CALDEIRA MVW. Estimativa da biomassa e do comprimento de raízes finas em (*Eucalyptus urophylla* S.T. Blake). 2003 27(2):177-183.

WRIGHT SJ et al. Potassium, phosphorus, or nitrogen limit root allocation, tree growth, or litter production in a lowland tropical forest. Ecology. 2011 92(8):1616-1625, doi: 10.1890/10- 1558.1.

YEOMANS JC, BREMNER JM. A rapid and precise method for routine determination of organic carbonin soil. Communications in Soil Science and Plant Analysis, New York. 1988 13:1467-1476.

# CAPÍTULO 4

# PADRÃO DE DISTRIBUIÇÃO DE INCÊNDIOS FLORESTAIS NO SUL DO AMAZONAS

*Data de aceite: 10/03/2022*

*Data de submissão: 03/03/2022*

**Natasha Souza Araújo Lemos**
Mestranda em Ciências Ambientais - Universidade Federal do Amazonas
lemos.natasha1@gmail.com

**José Maurício da Cunha**
Doutor em Física Ambiental - Universidade Federal do Amazonas
maujmc@gmail.com

**RESUMO:** Os incêndios florestais representam uma grande ameaça para a Amazônia, uma vez que a sua frequência e intensidade têm se acentuado ao longo dos anos. Além de provocar a mortalidade das árvores e animais causando a perda de biodiversidade, os incêndios lançam à atmosfera uma densa nuvem de poluentes, afetando tanto a saúde das pessoas próximas ao local da queima, quanto lugares distantes, devido ao transporte da fumaça pelas correntes de ar. Diante dessa realidade preocupante, empreendeu-se atividade de pesquisa abrangendo a região sul do estado do Amazonas, composta pelas cidades de Apuí, Boca do Acre, Canutama, Humaitá, Lábrea, Manicoré e Novo Aripuanã, com o objetivo de analisar a dinâmica espaço-temporal de ocorrência dos riscos de incêndios florestais no período compreendido entre 2009 e 2019. A área de estudo integra o 'Arco do desmatamento' – região reconhecida como fronteira entre as atividades agropecuárias e a Floresta Amazônica e também, pelo intenso uso do fogo nessas atividades. Em razão da extensão da área de análise, os dados de satélite constituem-se em uma importante ferramenta na identificação e mapeamento das áreas sujeitas a incêndios, permitindo a identificação daquelas que mais queimam e quando eles ocorrem. Da análise espaço-temporal, averiguou-se que entre os municípios analisados, Lábrea lidera os registros de focos de calor, seguida de Apuí, Manicoré, Novo Aripuanã e Boca do Acre. Os municípios de Canutama e Humaitá são os que detêm os menores registros. Os anos de 2013, 2011 e 2009 (em ordem crescente) são os anos com menos registros de focos de calor, enquanto os anos de 2019, 2017, 2015, 2010, 2018 e 2016 (em ordem decrescente) chamam a atenção por seus registros de focos de calor ativos acima de 10.000/ano. Eventos climáticos como El Niño atuam como um potencializador do risco de incêndios, uma vez que causam diminuição da precipitação e aumento de temperatura. Mesmo não havendo registro de fenômeno climático e com volumes de precipitação acumulada acima de 2.300 mm/ano, os últimos quatro anos analisados destacam-se pelo comportamento ascendente nos números de focos de calor. Assim, por meio do emprego das técnicas de sensoriamento remoto, geoprocessamento e uso de dados de superfície gerou-se o mapa de risco de incêndio para os municípios do sul do estado do Amazonas, indicando que as áreas com maior risco de queima

são aquelas ao longo de rodovias, projetos de assentamento e o seu entorno que abrangem terras públicas e/ou privadas.
**PALAVRAS-CHAVE:** Bioma Amazônia, comportamento do fogo, mudanças climáticas, risco de incêndio, sensoriamento remoto.

**ABSTRACT:** Forest fires pose a major threat to the Amazon, as their frequency and intensity have increased over the years. In addition to causing the mortality of trees and animals causing the loss of biodiversity, the fires release into the atmosphere a dense cloud of pollutants, affecting both the health of people near the burning site, as well as distant places, due to the transport of smoke through the air currents. Faced with this worrying reality, research activity was undertaken covering the southern region of the state of Amazonas, composed of the cities of Apuí, Boca do Acre, Canutama, Humaitá, Lábrea, Manicoré and Novo Aripuanã, with the objective of analyzing the space-time dynamics of occurrence of the risks of forest fires, in the period between 2009 and 2019. The study area is part of the 'Arc of deforestation' – a region recognized as a border between agricultural activities and the Amazon Forest and also, due to the intense use of fire in these activities. Due to the extension of the analysis area, satellite data is an important tool in the identification and mapping of areas subject to fires, allowing the identification of those that burn the most and when. From the space-time analysis, it was found that among the analyzed municipalities, Lábrea leads the records of heat foci, followed by Apuí, Manicoré, Novo Aripuanã and Boca do Acre. The municipalities of Canutama and Humaitá are the ones with the lowest records. The years 2013, 2011 and 2009 (in ascending order) are the years with fewer records of heat foci, while the years 2019, 2017, 2015, 2010, 2018 and 2016 (in descending order) draw attention to their records of active heat foci above 10,000/year. Weather events such as El Niño act as a potentiating of the risk of fires, as they cause decreased precipitation and increased temperature. However, even if there is no record of climatic phenomenon and with accumulated precipitation volumes above 2,300 mm/year, the last four years analyzed draw attention to the upward behavior in the numbers of heat foci. Thus, through the use of remote sensing techniques, geoprocessing and use of surface data, the fire risk map was generated for the municipalities of the South of the state of Amazonas, in which it was evidenced that the areas with the highest risk of burning are those along highways, settlement projects and their surroundings, understood by public and/or private lands.
**KEYWORDS:** Amazon biome, fire behavior, climate change, fire risk, remote sensing.

## 1 I INTRODUÇÃO

Os incêndios são uma das principais causas da degradação florestal em regiões tropicais (LIZUNDIA-LOIOLA et al., 2020). Embora o fogo não seja um fenômeno natural nessas regiões, devido à intensificação da ocupação antrópica e mudanças no uso e cobertura do solo, ele tornou-se um grave problema ambiental em razão da extensão das áreas afetadas (COCHRANE, 2003; CAMMELLI et al., 2020; LI et al., 2020).

Em ecossistemas sensíveis ao fogo como a Amazônia, incêndios constituem-se em uma ameaça à biodiversidade e causam severos danos ambientais, como a extinção de espécies raras e endêmicas e o aumento da emissão de gases de efeito estufa (GEE) (WHITE, 2018; 2019). A recorrência desses eventos, somado à fragmentação e ao desmatamento, tem alterado a dinâmica florestal amazônica, tornando-a cada vez mais vulnerável a novos incêndios (COCHRANE, 2001; LI et al., 2020; MORELLO et al., 2020; SILVA et al., 2020).

De acordo com Tasker e Arima (2016) e Cardil et al. (2020), há uma forte correlação entre os incêndios e as atividades agrícolas. Além de utilizar o fogo como um mecanismo de limpeza do terreno, essas atividades promovem a abertura de estradas e vias de ligação não oficiais, acumulando material combustível em suas margens, o que favorece a ocorrência de incêndios (RIBEIRO et al., 2012).

O desflorestamento e a utilização do fogo para limpeza do local são práticas comuns na região amazônica e reconhecidas como 'corte e queima' (LI et al., 2020; SILVA et al., 2020). A técnica é empregada na remoção da cobertura vegetal natural para fins de ampliação de áreas destinadas às atividades agropastoris, gerando uma frente de expansão agrícola ou fronteira agrícola contra a floresta (CLAUDINO-SALES, 2019; MOTA et al., 2019).

Essa fronteira compreende uma extensa área, estendendo-se por cerca de 500.000 $km^2$, onde são apurados os maiores índices de desflorestamento da Amazônia, sendo também o local de residência de aproximadamente 10 milhões de pessoas (ALVES et al., 2015; BIZZO; FARIAS, 2017). Sua extensão abrange terras desde o Sudoeste do estado do Maranhão, perpassando o Norte do Tocantins, o Sul do Pará, o Norte do Mato Grosso, o Norte do estado de Rondônia, Sul do Amazonas até o Sudeste do Acre e comumente é denominada 'Arco do Desmatamento' (DELAZERI, 2016; ROCHA; NASCIMENTO, 2021). Uma vez que as queimadas acompanham o desmatamento e propiciam o avanço das fronteiras agrícolas, o fogo torna-se instrumento de manejo do solo nas atividades agropastoris (TRANCOSO et al., 2005; ROCHA; NASCIMENTO, 2021).

As consequências do uso indiscriminado do fogo resultam em uma série de problemas, entre os quais destacam-se a perda da qualidade do solo, do ar e da biodiversidade (LI et al., 2020). É importante ressaltar os serviços ambientais prestados pela Floresta Amazônica, que compreendem a regulação do clima regional e global, regulação na disponibilidade e qualidade da água, influência na dinâmica das chuvas, recomposição das águas subterrâneas, proteção de nascentes, entre outros (CELENTANO et al., 2018).

A preservação da Amazônia é essencial por seus serviços ambientais e pelo bem-estar das populações que vivem em seu interior e dela dependem para o seu sustento e sobrevivência (FEARNSIDE, 2009). Considerando que mais de 70% dos incêndios florestais tiveram sua ignição em áreas agrícolas, entende-se que a eliminação do uso do

fogo seja algo improvável (CAMMELLI; ANGELSEN, 2019). Por isso, o objetivo deve ater-se a uma gestão dos riscos, mantendo os incêndios em baixa intensidade, com mínimo risco socioeconômico e ecológico (ADAB et al., 2013; XOFIS et al., 2020).

Uma resposta adequada aos incêndios na Amazônia consiste em um conjunto de ações que não vise apenas o combate ao uso do fogo, mas priorize as suas causas: o desmatamento e as atividades agropecuárias (CARDIL et al., 2020). E para isso, é necessário um alto nível de preparação e alerta para detecção inicial alçados apenas com o conhecimento explícito do ambiente (XOFIS et al., 2020).

Nesse sentido, visando contribuir para a construção desses conhecimentos, este estudo teve por objetivo analisar a dinâmica espaço-temporal de distribuição dos incêndios florestais no Sul do Amazonas e categorizar, a partir de um modelo linear de pesos e classificações, os fatores envolvidos na ignição e propagação do fogo. O interstício temporal compreendido na análise foi de 2009 a 2019 e, como resultado da investigação, gerou-se um mapa que apresenta a espacialização do risco de incêndio para os municípios do sul do estado do Amazonas.

A necessidade e importância de estudos como este crescem à medida que os eventos de incêndios se tornam cada vez mais recorrentes e intensos, afetando um número maior de pessoas e o meio ambiente (GHORBANZADEH et al., 2019). Isso pode ser exemplificado com o ocorrido em 2019, em que volumosas plumas de fumaça atingiram a alta atmosfera e percorreram milhares de quilômetros afetando regiões distantes da Amazônia (BARLOW et al., 2020).

Ainda em referência a 2019, chama a atenção o fato de que não houve registro de evento climático extremo que tenha causado seca severa e contribuído para o agravamento do ocorrido (KELLEY et al., 2020; SILVEIRA et al., 2020). Tais acontecimentos exigem estudo para entendimento dos fatores envolvidos e como eles se relacionam (BARLOW et al., 2020).

Este trabalho considerou variáveis ambientais e antrópicas na análise temporal e espacial dos riscos de incêndios. De acordo com Sodré et al. (2018), estudos que não considerem o fator humano tendem a ser limitados, visto que cerca de 80% dos focos de calor que são registrados em áreas modificadas pela ação humana, resultado também encontrado por Ribeiro et al. (2012), Anderson et al. (2017), White (2018) e Casavecchia et al. (2019).

Contudo, o objetivo deste estudo foi de analisar a dinâmica espaço-temporal de ocorrência dos riscos de incêndios florestais no sul do Amazonas a partir de um modelo linear de pesos e classificações dos fatores envolvidos na ignição e propagação do fogo.

## 2 | MATERIAIS E MÉTODO

Como descrito na literatura, os incêndios florestais na Amazônia brasileira têm sua ignição provocada pela atividade antrópica. Nesse sentido, avaliações de risco de incêndio considerando apenas fatores climáticos tendem a não ser apropriados para a região amazônica (SODRÉ et al., 2018; SILVA et al., 2020).

Tendo isso em vista, este estudo ponderou tanto o aspecto ambiental quanto o humano na escolha das variáveis relacionadas à ignição dos incêndios. A seleção das variáveis deu-se com base na literatura, sendo que sob o aspecto ambiental foram analisadas a pluviosidade e a temperatura de superfície, enquanto sob o aspecto antrópico foram analisados o desmatamento, proximidade com rodovias e estruturas fundiárias (que organizam o território e contribuem para identificação dos assentamentos humanos).

As estruturas fundiárias adotadas neste estudo organizam-se em Unidades de Conservação Federal, Unidades de Conservação Estadual, Terras Indígenas, Projetos de Assentamento e Áreas de Uso não Discriminado. Esta última unidade de classificação refere-se àquelas áreas cuja situação fundiária não foi determinada, podendo abranger terras públicas ou privadas.

O período analisado compreendeu o interstício temporal entre 2009 e 2019. O modelo aqui proposto baseou-se na construção de mapas a partir da combinação das diferentes variáveis em software de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) com a utilização de imagens captadas via sensoriamento remoto, dados georreferenciados e dados obtidos em superfície. O produto final constitui-se em um mapa especializando o risco de incêndio para os municípios do sul do estado do Amazonas, a saber: Apuí, Boca do Acre, Canutama, Humaitá, Lábrea, Manicoré e Novo Aripuanã.

A metodologia aqui adotada foi adaptada a partir de Matin et al. (2017) que a aplicaram no Nepal. Ela foi inicialmente empregada por Roy (2003) na Índia e Adab et al. (2013) no Irã. A priori, as variáveis que influenciam na ignição do fogo são classificadas e pesos a elas são atribuídos. Por conseguinte, as variáveis são divididas em classes e hierarquizadas conforme a intensidade e recorrência dentro da variável. Os pesos e a hierarquização em classes dentro das variáveis são atribuídos conforme a análise histórica do registro de focos de calor ativos.

### 2.1 Área de estudo

A área de estudo corresponde à parte sul do estado do Amazonas composta pelos munícipios de Apuí, Boca do Acre, Canutama, Humaitá, Lábrea, Manicoré e Novo Aripuanã (Figura 3). Compreende uma área de 300.690,37 km$^2$, representando cerca 19,29% do território do estado do Amazonas. Essas cidades juntas possuem população estimada para o ano de 2020 em 258.456 habitantes (IBGE, 2020).

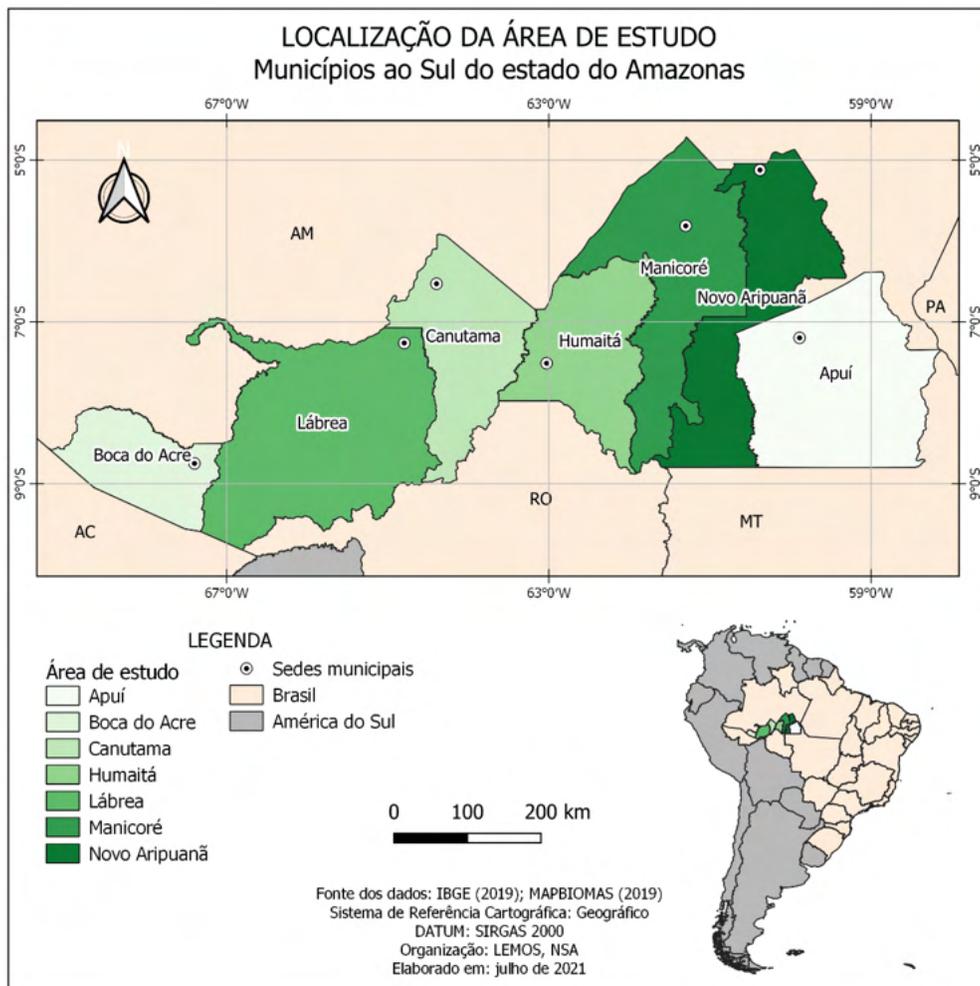



Figura 1 – Mapa de localização da área de estudo, que abrange os sete municípios situados ao sul do estado do Amazonas: Apuí, Boca do Acre, Canutama, Humaitá, Lábrea, Manicoré e Novo Aripuanã.

FONTE: Os autores (2021).

Do ponto de vista climático, o clima na área de estudo é do tipo Am – tropical de monção, de acordo com a classificação de Köppen e apresenta temperaturas médias variando entre 25 ºC e 27 ºC (ALVARES et al., 2013). Em relação à precipitação, Boca do Acre, Lábrea, Canutama e Humaitá apresentam médias pluviométricas na ordem de 2.401 a 2.800 mm, enquanto Manicoré, Novo Aripuanã e Apuí apresentam médias na ordem de 2.801 a 3.200 mm (ALVARES et al., 2013; ALVES et al., 2019).

No que se refere à topografia da paisagem, as altitudes médias variam de 51 a 100 metros em Canutama, Humaitá, Manicoré e Novo Aripuanã; em Lábrea, em torno de 101 a 150 metros e, por fim, Boca do Acre e Apuí apresentam médias altimétricas entre 151 e 200

metros acima do nível do mar (ALVES et al., 2019).

Quanto à cobertura vegetal, há manifestações de Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Aberta e enclaves de Savana (ALVES et al., 2019). Nos locais de ocorrência de enclaves de Savana, segundo Campos et al. (2012), a paisagem contempla várias formações que se alternam formando um mosaico, onde, em alguns lugares, há formações vegetais de transição floresta/campo e, em outros, a transição ocorre de forma abrupta.

De acordo com o Censo Agropecuário 2017 (IBGE, 2021), dos sete municípios analisados neste estudo cinco integram o ranking dos dez maiores rebanhos de bovinos no estado do Amazonas, sendo eles: Lábrea em primeiro lugar, Boca do Acre em segundo, Apuí em terceiro, Manicoré em quarto e Canutama em nono. Ao total, a área de estudo possui um rebanho bovino de 755.941 cabeças (IBGE, 2021).

Os municípios analisados também constam dentre os dez maiores produtores de grãos (café, feijão, milho e arroz) do estado do Amazonas, sendo produzidas 137 toneladas (t) de café, 91 t de feijão, 4.972 t de milho e 343 t de arroz, totalizando 5.611 t desses produtos, segundo dados do Censo Agropecuário de 2017 (IBGE, 2021). Ainda de acordo com o censo de 2017, a produção na área de estudo de cana-de-açúcar foi de 806 t, mandioca 54.010 t, banana 18.271 t, açaí 2.133 t e melancia 5.081 t (IBGE, 2021).

## 2.2 Conjunto de dados utilizados

Para obtenção das informações de Temperatura de Superfície Terrestre (TST) foi utilizado o produto MOD11A2 v006 – Land Surface Temperature (WAN, 2013; WAN et al., 2015) e para aquisição dos registros de focos de calor foram empregados os produtos MOD14A2 v006 e MYD14A2 v006 – Thermal Anomalies and Fire (GIGLIO et al., 2003; GIGLIO; JUSTICE, 2015; GIGLIO et al., 2020). Esses produtos são gerados pelo sensor Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) a bordo dos satélites Terra e Aqua, integrantes do Earth Observing System (EOS) da National Aeronautics and Space Administration (NASA).

Os produtos MODIS utilizados neste estudo são fornecidos na projeção sinusoidal em formato Hierarchical Data Format (HDF) e correspondem aos tiles h11/v9 e h12/v9, conforme o MODIS Grids de projeção Sinusoidal da superfície terrestre (Figura 4), sendo disponibilizados gratuitamente pela NASA por meio do endereço eletrônico https://lpdaac.usgs.gov/.

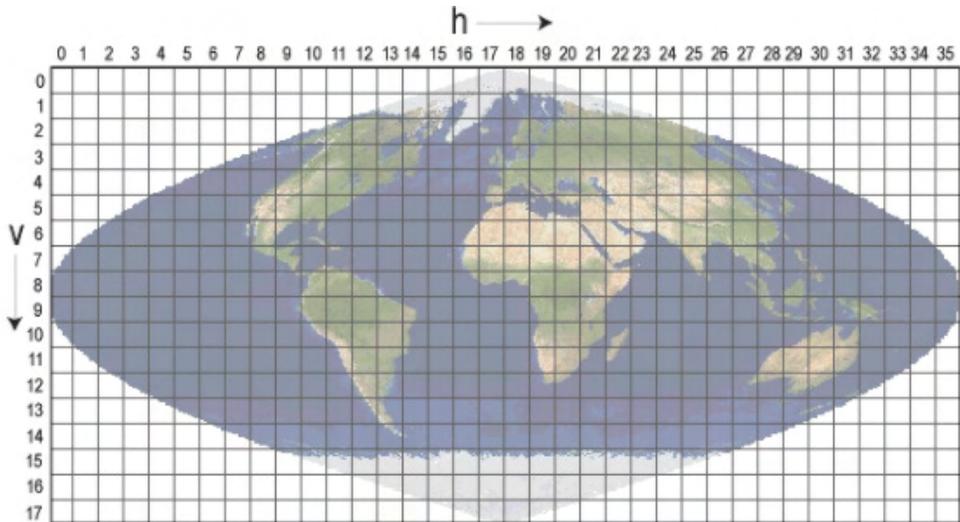



Figura 2 – Ilustração da cobertura global dos tiles representativos das imagens MODIS. O retângulo vermelho indica os tiles h11 v9 e h12 v9 correspondentes à área de estudo.

FONTE: Adaptada de MODIS Land (NASA, 2020)

Os dados meteorológicos das estações automáticas são disponibilizados pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) no endereço eletrônico https://portal.inmet.gov.br/dadoshistoricos. Foram utilizados os dados de precipitação registrados para os municípios do sul do estado do Amazonas no período compreendido entre 2009 e 2019.

Os dados de precipitação ausentes, seja por falha tecnológica ou por inexistência de estação, foram supridos com a utilização do produto 3B43 v7 (HUFFMAN et al., 2010) coletados pelo satélite Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) e cedidos pela NASA no sítio https://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni/.

Os dados sobre a estrutura fundiária referentes às terras indígenas, unidades de conservação federais e desflorestamento foram coletados via plataforma TerraBrasilis (ASSIS et al., 2019) mantida pelo INPE e acessível pelo endereço eletrônico http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/downloads/. As unidades de conservação estaduais foram obtidas junto à Secretaria de Estado do Meio Ambiente do Amazonas (SEMA) no endereço eletrônico http://meioambiente.am.gov.br/shapesfile-uc/.

## 2.3 Processamento dos dados

O processamento das imagens MOD14 e MYD14 para estimativa dos focos de calor consistiu na conversão das imagens em formato HDF para American Standard Code of Information Interchange (ASCII) mantendo-se os dados do arquivo original. Realizou-se a reprojeção do sistema Sinusoidal para o sistema de coordenadas Lat/Long e Datum WGS-84. Então, os tiles h11/v9 e h12/v9 foram unidos em mosaico e recortados para a área de

estudo. Em seguida, pixels com indicativo de fogo ativo com nível de confiança menor que 30% foram descartados. Por fim, os focos de calor foram contabilizados por mês e por ano e analisados em sua espacialização na área estudada. Esses processos foram realizados no software Environmental for Visualizing Images (ENVI) versão 5.3.

Já o processamento das imagens MOD11 consistiu na conversão das imagens em formato HDF para GeoTiFF e reprojeção do sistema Sinusoidal para o sistema de coordenadas Lat/Long e Datum WGS-84. Na sequência, foi realizada a criação de mosaico dos tiles h11/v9 e h12/v9 e posterior recorte da imagem para a área de estudo. Esses procedimentos foram realizados no software SIG QGis versão 3.10.11 (QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2020). A TST foi calculada por meio da Equação 1:

$$TST = (i * 0{,}02) - k \qquad (1)$$

Onde:

*i* = produto MOD11

0,02 = fator de escala (WAN, 2013)

K = temperatura em Kelvin

O processamento dos dados de precipitação oriundos do TRMM fornecidos no formato Network Common Data Form (NetCDF) em mm mês$^{-1}$ consistiu na conversão das imagens para o formato Geotiff. Posteriormente, as imagens foram recortadas para a área de estudo e extraídas as estimativas de precipitação média mensal.

As distâncias de rodovias e assentamento humanos em relação aos focos de calor registrados foram computadas por meio do complemento Análise Raster do Terreno (QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2020).

Para calcular o risco de incêndio, foi utilizada a equação geral para cálculo do índice de risco de incêndio (fire risk index – FRI), dado na Equação 2 (MATIN et al., 2017):

$$FRI = \sum P_i * C_i \qquad (2)$$

Onde:

i = variável

$P_i$ = peso atribuído a variável

$C_i$ = classificação dentro de cada variável

A equação geral para classificação do risco de incêndio é apresentada na Equação 3 (MATIN et al., 2017):

$$FRI = 10 * EF + 8 * DES + 6 * DRO + 4 * TST + 2 * \qquad 3$$

Onde:

Valores dos pesos constantes na Tabela 1 para:

EF = Estrutura Fundiária

DES = Desmatamento

DRO = Distância de Rodovias

TST = Temperatura da Superfície Terrestre

PREC = Precipitação

Os pesos relativos às variáveis e os níveis de classificação dentro de cada variável foram atribuídos com base na análise dos dados históricos (Tabela 1). Avaliações mais altas foram delegadas às classes com alta incidência de incêndio dentro da mesma variável quando comparadas às demais classes na análise espaço-temporal dos dados (MATIN et al., 2017).

| **Variável** | **Classe** | **Classificação** | **Risco de fogo** |
|---|---|---|---|
| Estrutura fundiária (peso 10) | Uso não discriminado | 10 | Muito alto |
| | Projeto de Assentamento | 6 | Alto |
| | Unidade de Conservação Federal | 4 | Moderado |
| | Terra Indígena | 2 | Baixo |
| | Unidade de Conservação Estadual | 2 | Baixo |
| Desmatamento (peso 8) | <1000 m | 6 | Muito alto |
| | 1000-2000 m | 4 | Alto |
| | 2000-3000 m | 3 | Moderado |
| | >3000 m | 1 | Baixo |
| Distância de estradas/rodovias (peso 6) | <1000 m | 6 | Muito alto |
| | 1000-2000 m | 4 | Alto |
| | 2000-3000 m | 3 | Moderado |
| | >3000 m | 1 | Baixo |
| Temperatura de Superfície Terrestre (peso 4) | >30ºC | 6 | Muito alto |
| | 25-30ºC | 4 | Alto |
| | 20-25ºC | 3 | Moderado |
| | <20ºC | 1 | Baixo |
| Precipitação (peso 2) | <100 mm | 6 | Alto |
| | 100-150 mm | 4 | Moderado |
| | >150 mm | 3 | Baixo |

Tabela 1 – Discriminação dos pesos e classificações atribuídos às variáveis e suas classes utilizados para cálculo do risco de incêndio.

FONTE: Adaptada de Matin et al. (2017).

O mapa apresentando a espacialização dos riscos de incêndios florestais nos municípios do sul do estado do Amazonas foi gerado utilizando-se o Sistema de Referência Geográfico e o DATUM SIRGAS-2000, a partir dos resultados apurados nas análises por meio do software SIG QGIS versão 3.10.10 (QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2020).

### 2.4 Análise estatística

Foi empregado o Coeficiente de Correlação de Spearman para detectar a relação existente entre as covariáveis analisadas e a variável resposta. As covariáveis analisadas para o fator ambiental foram: pluviosidade, altimetria e temperatura de superfície; e para o fator antrópico: desmatamento, estrutura fundiária, distância de rodovias.

Em seguida, foi aplicado o teste de Análise de Variância (ANOVA) para identificar se o grupo de variáveis preditoras é significativo para explicar a variável resposta. Por fim, foi utilizada a técnica de Regressão Linear Múltipla para identificação do modelo regressor. Todos esses testes estatísticos foram realizados por meio do software R versão 4.0.0 (R CORE TEAM, 2020).

## 3 I RESULTADOS

### 3.1 Análise estatística

A análise da correlação entre as variáveis retornou correlação existente em diferentes intensidades para as variáveis analisadas (pluviosidade, temperatura de superfície, desmatamento, estrutura fundiária e distância de rodovias) em relação a focos de calor. Na Tabela 2, são apresentados os valores apurados no teste de Correlação de Spearman com intervalo de confiança de 95%.

| | FC | UND | PAS | UCF | UCE | TI | PRE | TST | DES | DRO |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **FC** | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| **UND** | 0,918 | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| **PAS** | 0,900 | 0,836 | 1 | - | - | - | - | - | - | - |
| **UCF** | 0,259 | 0,045 | 0,177 | 1 | - | - | - | - | - | - |
| **UCE** | 0,309 | 0,100 | 0,281 | 0,865 | 1 | - | - | - | - | - |
| **TI** | 0,145 | -0,054 | 0,018 | 0,537 | 0,227 | 1 | - | - | - | - |
| **PRE** | -0,327 | -0,145 | -0,354 | -0,323 | -0,390 | -0,145 | 1 | - | - | - |
| **TST** | 0,653 | 0,447 | 0,567 | 0,428 | 0,386 | 0,381 | -0,814 | 1 | - | - |
| **DES** | -0,636 | -0,818 | -0,600 | 0,123 | 0,063 | 0,109 | -0,163 | -0,150 | 1 | - |
| **DRO** | -0,602 | -0,781 | -0,536 | 0,232 | 0,154 | 0,136 | -0,118 | -0,150 | 0,060 | 1 |

Tabela 2 – Resultado do Teste de Correlação de Spearman (intervalo de confiança de 95%) realizado entre as variáveis analisadas.

FC = focos de calor; UND = estrutura fundiária uso não discriminado; PAS = estrutura fundiária projeto

de assentamento; UCF = unidade de conservação federal; UCE = unidade de conservação estadual; TI = terra indígena; PRE = precipitação; TST = temperatura da superfície terrestre; ALT = altimetria; DES = desmatamento; DRO = distância de rodovias.

FONTE: a autora (2021).

As variáveis relacionadas ao uso da terra (áreas de uso não discriminado, projetos de assentamento, unidades de conservação federal, unidades de conservação estadual, terra indígena) e a temperatura de superfície apresentaram correlação positiva (diretamente proporcional), enquanto precipitação, desmatamento e distância de rodovias apresentaram correlação negativa (inversamente proporcional).

As áreas de uso não discriminado e projetos de assentamento possuem uma correlação forte em relação aos focos de calor de 0,918 e 0,900. As variáveis distância de rodovias, temperatura de superfície e desmatamento possuem correlação moderada de -0,602, 0,653 e -0,636 respectivamente. Já as variáveis precipitação, unidade de conservação estadual, unidade de conservação federal e terras indígenas possuem correlação fraca de -0,327, 0,309, 0,259 e 0,145 nessa ordem.

Na análise das correlações, identificou-se com 95% de confiança que as variáveis estruturas fundiárias uso não discriminado e projeto de assentamento, temperatura da superfície terrestre, desmatamento e distância de rodovias são significativas quando relacionadas com focos de calor. Foi aplicado o teste ANOVA para identificar se esse conjunto de variáveis preditoras é significativo para explicar a variável focos de calor (p-valor < 0,05), cujos resultados são apresentados na Tabela 3.

$$y = \beta_0 + \beta_1 UND + \beta_2 PAS + \beta_3 TST + \beta_4 DES + \beta_5 DRO$$

| Variável | P-valor | Coeficiente |
|---|---|---|
| Intercept | 0.694477 | 2446.42929 |
| UND | 0.000216 | 1.28298 |
| PAS | 0.005321 | 0.87121 |
| TST | 0.606876 | -131.22217 |
| DES | 0.064992 | -0.22800 |
| DRO | 0.036436 | 39.07226 |
| | $R^2$ | 0.9952 |

$$y = \beta_0 + \beta_1 UND + \beta_2 PAS + \beta_3 DES + \beta_4 DRO$$

| Variável | P-valor | Coeficiente |
|---|---|---|
| Intercept | 0.13319 | -767.36747 |
| UND | 0.00128 | 1.23405 |
| PAS | 0.00214 | 0.88558 |
| DES | 0.04148 | -0.20019 |

| DRO | 0.01225 | 34.00475 |
|---|---|---|
| | $R^2$ | 0.9958 |

Tabela 3 – Resultados do teste de regressão múltipla realizado entre as variáveis com correlação significativa apurada a partir do teste de Correlação de Spearman (intervalo de confiança de 95%).

UND = estrutura fundiária uso não discriminado; PAS = estrutura fundiária projeto de assentamento; TST = temperatura da superfície terrestre; DES = desmatamento; DRO = distância de rodovias.

FONTE: a autora (2021).

Com a aplicação da técnica de Regressão Linear Múltipla, o modelo matemático encontrado que melhor se ajusta à variável dependente focos de calor é composto apenas pelas variáveis independentes estrutura fundiária uso não discriminado, estrutura fundiária projeto de assentamento, desmatamento e distância de rodovias (Equação 4), onde o resultado do $R^2$ foi igual a 0,9958 e o resultado do Teste F foi significativo (p-valor < 0,05).

$$FOCOS = 1.23405UND + 0.88558PAS + (-0.20019)DES + 34.00475DRO \quad 4$$

Analisando-se o grau de influência individual de cada variável independente sobre a variável resposta por meio do Beta Padronizado, foram encontrados os coeficientes de 0.8129065 para áreas de uso não discriminado, 0.2900928 para projetos de assentamentos, -0.1655447 para desmatamento e 0.2647192 para distâncias de rodovias. Isso nos permite inferir que as áreas de uso não discriminado são mais propensas ao registro de focos de calor e influem com maior intensidade em sua incidência que as áreas de projetos de assentamento, assim como a proximidade de rodovias exerce uma influência maior que o desmatamento.

Embora algumas variáveis tenham se mostrado estatisticamente não significativas, depreende-se do contexto de incidência dos focos de calor apurado a partir da literatura que essas variáveis exercem alguma influência para a ignição do fogo não podendo, portanto, ser desconsideradas em sua análise, a exemplo da precipitação. Assim, em relação às variáveis estatisticamente não significativas, a partir dos resultados dos testes estatísticos ora utilizados, compreende-se que elas não possuem relacionamento linear com a variável resposta, devendo ser investigadas por outro método estatístico.

Desse modo, a realização dos testes estatísticos atuou no sentido de evidenciar as estruturas fundiárias mais suscetíveis à queima (áreas de uso não discriminado e projetos de assentamento) e quais variáveis mais influenciam a incidência dos focos de calor (como o desmatamento e proximidade com rodovias).

## 3.2 Focos de calor identificados

No período compreendido entre 2009 e 2019, o sensor MODIS identificou 101.130 focos de calor ativos na área de abrangência deste estudo com nível de confiança entre 1 e

100%. Desse conjunto, foram desconsiderados os registros com nível de confiança menor que 30%, restando um total de 95.735 registros.

A média anual de focos de calor ativos apurada é de 8.703. Os anos de 2012, 2014, 2009, 2011 e 2013, em ordem decrescente, apresentaram ocorrências abaixo da média. Os demais anos (2019, 2017, 2015, 2010, 2018, 2016, em ordem decrescente) apresentaram registros acima de 10.000/ano, sendo que 2019 apresentou número de focos 1,8 vez (15.369 focos) maior que a média. No interstício estudado (2009-2019), destacam-se os anos de 2010, 2015, 2016, 2017 2018 e 2019 por seus registros superiores a 10.000 focos/ano cada (Figura 5).

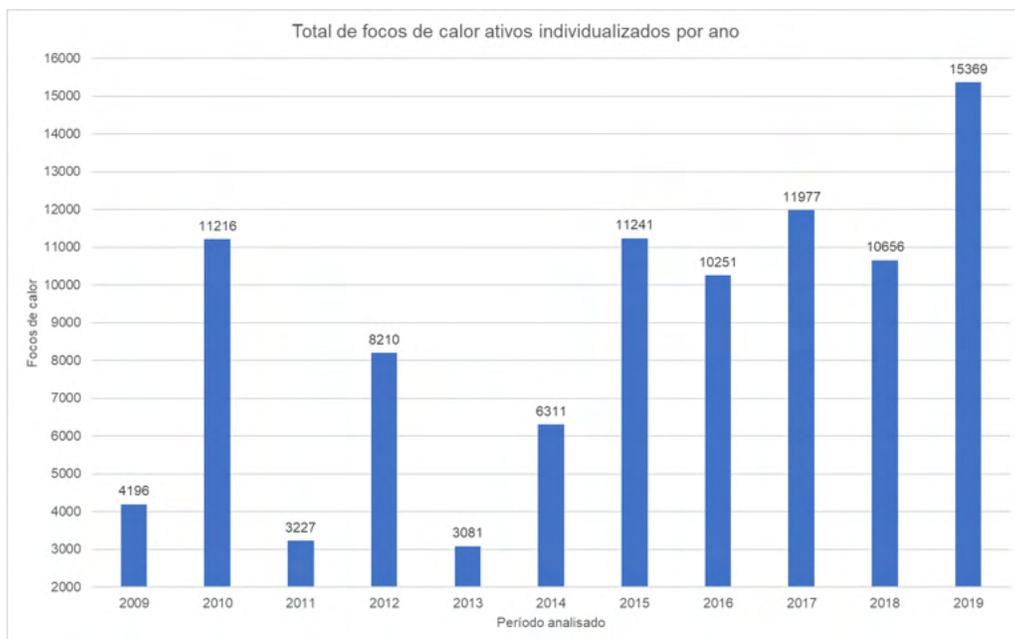



Figura 3 – Totalização dos focos de calor ativos apurados durante o período analisado (2009-2019) nos municípios localizados no sul do estado do Amazonas, individualizados por ano de ocorrência.

FONTE: a autora (2021).

É possível visualizar um aumento considerável nos últimos anos, especialmente no ano de 2019 com 15.369 focos de calor identificados, cerca de 44% a mais que o ano anterior (2018) e 28% a mais que o ano de 2017, segundo ano com maior registro de focos de calor ativos com 11.977 ocorrências. A partir de 2015, evidencia-se o aumento no registro de focos de calor ativos pelo sensor MODIS na área de estudo.

Na Figura 6, apresenta-se o quantitativo de focos de calor apurados conforme município de incidência.

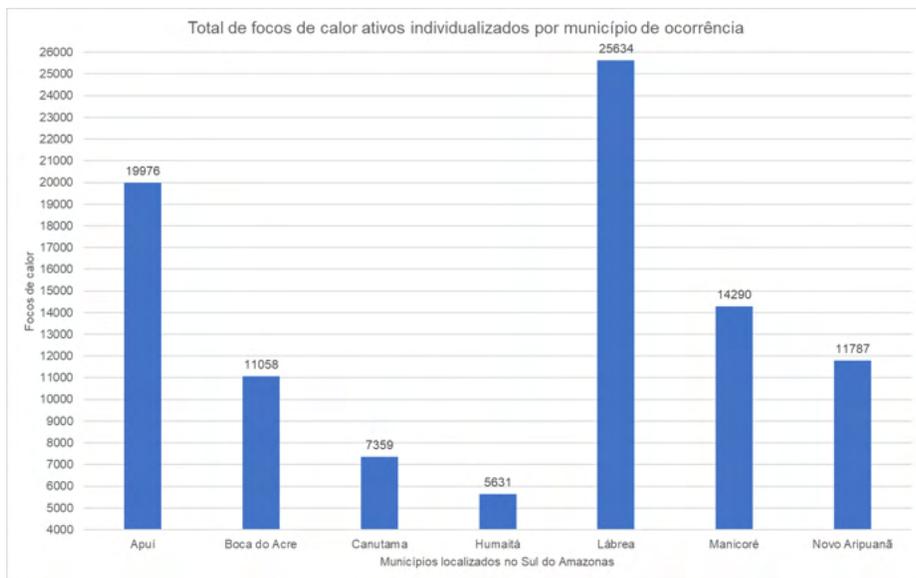



Figura 4 – Totalização dos focos de calor ativos identificados durante o período analisado (2009-2019) nos municípios localizados no sul do estado do Amazonas, individualizados por município de ocorrência.

FONTE: a autora (2021).

No período analisado (2009-2019), o município de Lábrea liderou em registros de focos de calor com 25.634 ocorrências, seguido de Apuí com 19.976, Manicoré com 14.290, Novo Aripuanã com 11.787, Boca do Acre com 11.058, Canutama com 7.359 e, por fim, Humaitá com 5.631 focos de calor. Em onze anos de análise, o registro de focos de calor no município de Lábrea aumentou 4,9 vezes, enquanto em Apuí o crescimento foi de 3,2 vezes e em Manicoré 2,7 vezes.

A Figura 7 apresenta os totais de focos de calor ativos apurados durante o período analisado (2009-2019) na área de estudo, individualizados por ano e município de ocorrência.

| | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Apuí | 1161 | 1603 | 634 | 1800 | 545 | 1588 | 2626 | 1823 | 2762 | 1663 | 3771 |
| Boca do Acre | 500 | 1639 | 410 | 716 | 651 | 577 | 1093 | 1752 | 1086 | 1090 | 1544 |
| Canutama | 288 | 1448 | 269 | 735 | 249 | 419 | 846 | 708 | 746 | 733 | 918 |
| Humaitá | 203 | 617 | 238 | 592 | 234 | 362 | 736 | 465 | 587 | 659 | 938 |
| Lábrea | 926 | 3203 | 609 | 1830 | 689 | 1217 | 2897 | 3373 | 2837 | 3528 | 4525 |
| Manicoré | 614 | 1755 | 664 | 1710 | 416 | 1412 | 1720 | 1063 | 1901 | 1408 | 1627 |
| Novo Aripuanã | 504 | 951 | 403 | 827 | 297 | 736 | 1323 | 1067 | 2058 | 1575 | 2046 |

Figura 5 – Totalização dos focos de calor ativos identificados durante o período analisado (2009-2019) nos municípios localizados no sul do estado do Amazonas, individualizados por ano e cidade de ocorrência.

FONTE: a autora (2020).

A Figura 7 discrimina o quantitativo total de focos de calor registrados por cada município no decorrer do período de estudo (2009-2019). Como pode ser observado, os focos distribuem-se de maneira desigual entre os municípios analisados, sendo que cada um apresenta um comportamento mais ou menos intenso em relação ao uso do fogo. As cidades de Apuí e Lábrea destacam-se pelos altos registros de focos de calor, enquanto Humaitá e Canutama apresentam os menores valores.

Além da variabilidade espacial, é perceptível a variabilidade temporal ao longo do período analisado (2009-2019) que pode ser atribuída à influência de fenômenos climáticos que causam maior precipitação sobre a Amazônia, como é o caso dos anos de 2009, 2011 e 2013, ou que causam seca mais severa, como nos anos de 2010 e 2015. A variação também pode ser ocasionada pela própria intensificação do uso do fogo representada pela tendência crescente nos registros a partir de 2016.

Na Tabela 4, são discriminados os valores apurados conforme a Estatística Descritiva que nos permitem acompanhar tanto a variabilidade temporal quanto o comportamento ascendente no registro dos focos de calor no decorrer de todo o período analisado (2009-2019).

| ED | Análise anual | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **2009** | **2010** | **2011** | **2012** | **2013** | **2014** | **2015** | **2016** | **2017** | **2018** | **2019** |
| **Total** | 4196 | 11216 | 3227 | 8210 | 3081 | 6311 | 11241 | 10251 | 11977 | 10656 | 15369 |
| **Máx** | 1161 | 3203 | 664 | 1830 | 689 | 1588 | 2897 | 3373 | 2837 | 3528 | 4525 |
| **Mín** | 203 | 617 | 238 | 592 | 234 | 362 | 736 | 465 | 587 | 659 | 918 |
| **Média** | 599 | 1602 | 461 | 1173 | 440 | 902 | 1606 | 1464 | 1711 | 1522 | 2196 |
| **Med** | 504 | 1603 | 410 | 827 | 416 | 736 | 1323 | 1067 | 1901 | 1408 | 1627 |
| **DP** | 315 | 756 | 163 | 531 | 176 | 461 | 793 | 906 | 855 | 896 | 1303 |
| **CV%** | 52,5 | 47,2 | 35,3 | 45,2 | 40,0 | 51,1 | 49,3 | 61,8 | 49,9 | 58,8 | 59,3 |

Tabela 4 – Estatística descritiva dos focos de calor apurados por ano de registro contabilizados nos municípios do sul do estado do Amazonas durante o período analisado (2009-2019).

ED = estatística descritiva; Máx = Máximo; Mín = Mínimo; Med = Mediana; DP = desvio padrão; CV% = coeficiente de variação.

FONTE: a autora (2021).

Os valores máximos apurados nos anos de 2010, 2012, 2013, 2015 a 2019 foram registrados no município de Lábrea, ou seja, dos onze anos analisados neste estudo Lábrea liderou os registros de focos de calor em oito. Nos anos de 2009 e 2014, as máximas foram registradas na cidade de Apuí e, em 2011, em Manicoré. Em relação aos valores mínimos registrados nos anos de 2009 a 2018, foi possível observá-los no município de Humaitá, sendo que, em 2019, o registro mínimo deu-se no município de Canutama.

Na Tabela 5, são discriminados os valores apurados conforme a Estatística Descritiva, na qual os dados de focos de calor são individualizados de acordo com o mês de ocorrência.

| ED | Análise mensal | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **jan** | **fev** | **mar** | **abr** | **mai** | **jun** | **jul** | **ago** | **set** | **out** | **nov** | **dez** |
| **Total** | 94 | 64 | 52 | 51 | 99 | 414 | 8182 | 46332 | 32545 | 6484 | 1118 | 300 |
| **%** | 0,10 | 0,07 | 0,05 | 0,05 | 0,10 | 0,43 | 8,55 | 48,40 | 33,99 | 6,77 | 1,17 | 0,31 |
| **Máx** | 24 | 31 | 14 | 11 | 21 | 79 | 1862 | 9613 | 5032 | 1130 | 309 | 59 |
| **Mín** | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 72 | 1027 | 1110 | 191 | 14 | 7 |
| **Média** | 9 | 6 | 5 | 5 | 9 | 38 | 744 | 4212 | 2959 | 589 | 102 | 27 |
| **Med** | 4 | 3 | 3 | 4 | 6 | 35 | 310 | 4300 | 3122 | 503 | 83 | 27 |
| **DP** | 8 | 8 | 4 | 3 | 7 | 24 | 664 | 2458 | 1115 | 318 | 73 | 15 |
| **CV%** | 92 | 144 | 87 | 70 | 80 | 64 | 89 | 58 | 37 | 53 | 72 | 55 |

Tabela 5 – Estatística descritiva dos focos de calor apurados por mês de registro contabilizados nos municípios do sul do estado do Amazonas durante o período analisado (2009-2019).

ED = estatística descritiva; % = valor percentual; Máx = Máximo; Mín = Mínimo; Med = Mediana; DP = desvio padrão; CV% = coeficiente de variação.

FONTE: a autora (2021).

Conforme visualiza-se na Tabela 5, a incidência dos focos de calor concentra-se entre os meses de julho a outubro, correspondendo a cerca de 97% dos focos de calor na avaliação mensal. O aumento nos registros de focos de calor ativos coincide com a queda no volume de precipitação, característica da estação seca na região amazônica. O ápice nos registros se dá no mês de agosto, o qual agrupa 48% dos focos de calor computados no período analisado (2009-2019), seguido do mês de setembro com 34% dos registros de focos de calor.

Na Tabela 6, são apresentados os valores referentes à Estatística Descritiva contabilizada segundo o local de registro dos focos de calor.

| ED | Municípios do Sul do Amazonas | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | **Apuí** | **Boca do Acre** | **Canutama** | **Humaitá** | **Lábrea** | **Manicoré** | **Novo Aripuanã** |
| **Total** | 19976 | 11058 | 7359 | 5631 | 25634 | 14290 | 11787 |
| **Máximo** | 3771 | 1752 | 1448 | 938 | 4525 | 1901 | 2058 |
| **Mínimo** | 545 | 410 | 249 | 203 | 609 | 416 | 297 |
| **Média** | 1816 | 1005 | 669 | 512 | 2330 | 1299 | 1072 |
| **Mediana** | 1663 | 1086 | 733 | 587 | 2837 | 1412 | 951 |
| **DPadrão** | 901 | 455 | 338 | 223 | 1272 | 501 | 587 |
| **CV%** | 49,6 | 45,2 | 50,5 | 43,6 | 54,5 | 38,5 | 54,8 |

Tabela 6 – Estatística descritiva dos focos de calor apurados por localidade de registro contabilizados nos municípios do sul do estado do Amazonas no período analisado (2009-2019).

ED = estatística descritiva; DPadrão = desvio padrão; CV% = coeficiente de variação.

FONTE: a autora (2021).

Assim, fica evidenciado o comportamento diferenciado dos registros de focos de calor ativos entre os municípios integrantes da área de estudo, uma vez que as máximas e mínimas foram registradas em anos distintos em cada localidade. Os valores mínimos distribuem-se nos anos de 2009, 2011 e 2013, enquanto os valores máximos repartem-se entre os anos de 2010, 2016, 2017 e 2019.

A dispersão temporal dos dados de registro de focos de calor ativos apurados por ano na área de estudo no decorrer do período compreendido entre 2009 e 2019 pode ser observada na Figura 8.

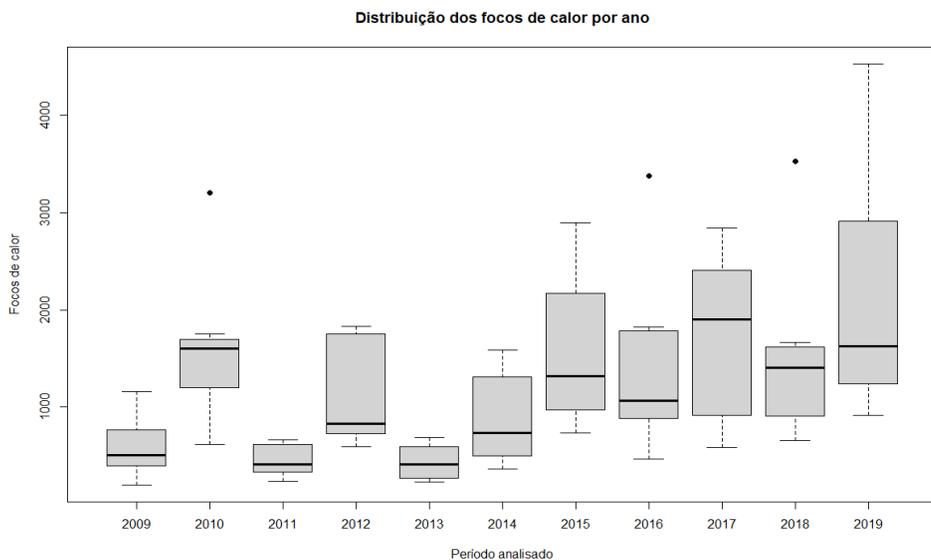



Figura 6 – Variação interanual dos registros de focos de calor ativos apurados entre os municípios localizados no Sul do estado do Amazonas durante o período analisado (2009-2019).

FONTE: a autora (2021).

Os outliers presentes nos anos de 2010, 2016 e 2018 são representativos dos focos de calor registrados no município de Lábrea, o que demonstra o intenso uso do fogo nessa cidade quando comparada às demais. Também é possível observar o aumento progressivo dos registros de focos de calor a partir do ano de 2015.

A dispersão espacial no registro de focos de calor ativos entre os municípios integrantes da área de estudo pode ser visualizada na Figura 9.

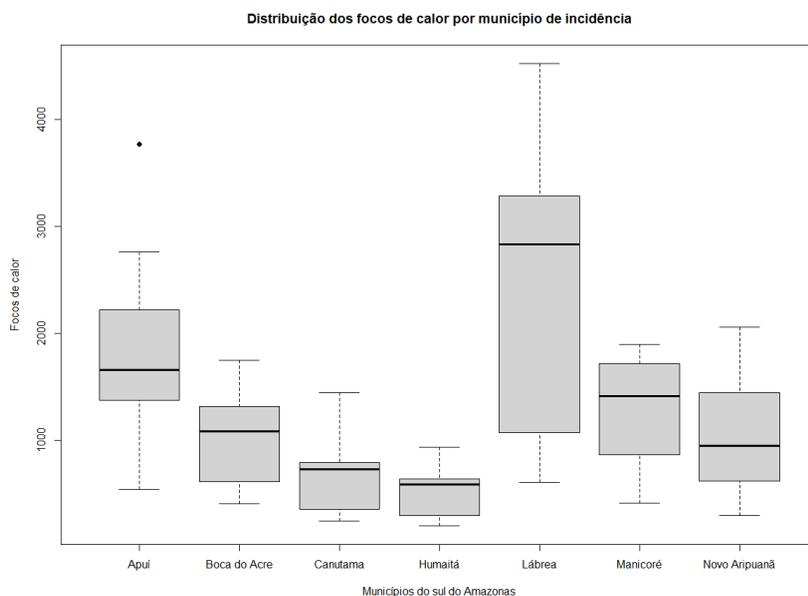



Figura 7 – Variação espacial dos registros de focos de calor ativos apurados entre os municípios localizados no sul do estado do Amazonas durante o período analisado (2009-2019).

FONTE: a autora (2021).

O outlier presente nos dados do município de Apuí refere-se aos registros de focos de calor apurados no ano de 2019, quando foram contabilizados 3.771 focos de calor. Na Figura 9 evidencia-se a expressividade nos registros de focos de calor ativos no município de Lábrea, a qual esteve no topo da lista em oito dos onze anos analisados. Já Canutama e Humaitá, mostram-se semelhantes, apresentando os menores registros de focos de calor.

## 3.3 Análise das variáveis ambientais

Contrastando os focos de calor apurados com a precipitação, temos os anos de 2009, 2011, 2012, 2013, 2014 e 2017 com alto volume de precipitação (2.447 mm, 2.348 mm, 2.291 mm, 2.626 mm, 2.462 mm e 2.567 mm respectivamente) e, consequentemente, menor intensidade de focos de calor computados, à exceção do ano de 2017 que, apesar do grande volume de precipitação, também apresentou alto número de focos de calor (Figura 10).

| | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Focos de calor | 4196 | 11216 | 3227 | 8210 | 3081 | 6311 | 11241 | 10251 | 11977 | 10656 | 15369 |
| Precipitação | 2447 | 1854 | 2348 | 2291 | 2626 | 2462 | 1973 | 2276 | 2567 | 2428 | 2397 |

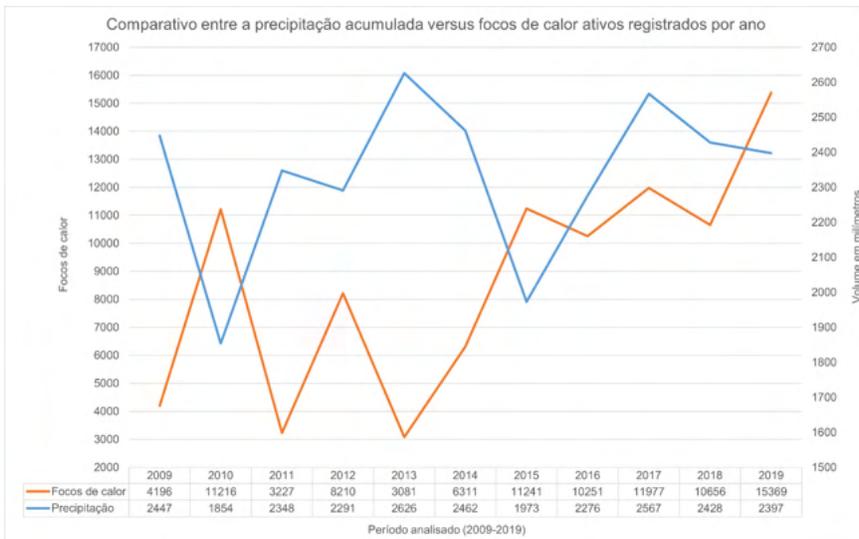



Figura 8 – Distribuição da precipitação acumulada anual em relação ao registro de focos de calor ativos contabilizados por ano no período analisado (2009-2019) nos municípios localizados no sul do estado do Amazonas.

FONTE: a autora (2021).

Embora haja uma tendência de aumento nos focos de calor quando da diminuição da precipitação, seja em escala mensal ou anual, os três últimos anos (2017, 2018 e 2019) no período analisado (2009-2019) apresentaram um comportamento diferente dos demais, ou seja, mesmo com o volume de precipitação mantendo-se elevado (acima de 2.300 mm/ano) os focos de calor ativos apresentaram inclinação crescente.

O ano de 2017 apresentou um volume de precipitação elevado (2.567 mm) e um número alto de focos de calor (11.977 registros), sendo o segundo ano com o maior volume de precipitação e número de focos de calor. Em 2018, houve uma pequena queda no volume de precipitação (2.428 mm) e também no número de focos de calor (10.656), ocupando a quinta colocação em ambos os quesitos no periodo analisado. Já no ano de 2019, o volume de precipitação acumulada decresceu ligeiramente em relação ao ano anterior (2.397 mm) e o número de focos de calor apresentou um salto, respondendo pelo maior registro no periodo analisado (15.369 focos).

Na avaliação mensal, a maior incidência de focos de calor concentra-se no mês de agosto com 48% das ocorrências, seguido dos meses de setembro com 34%, julho com 8%, outubro com 7% e novembro com 2% (Figura 11). Os demais meses somados (janeiro, fevereiro, março, abril, maio, junho e dezembro) totalizam o 1% restante.

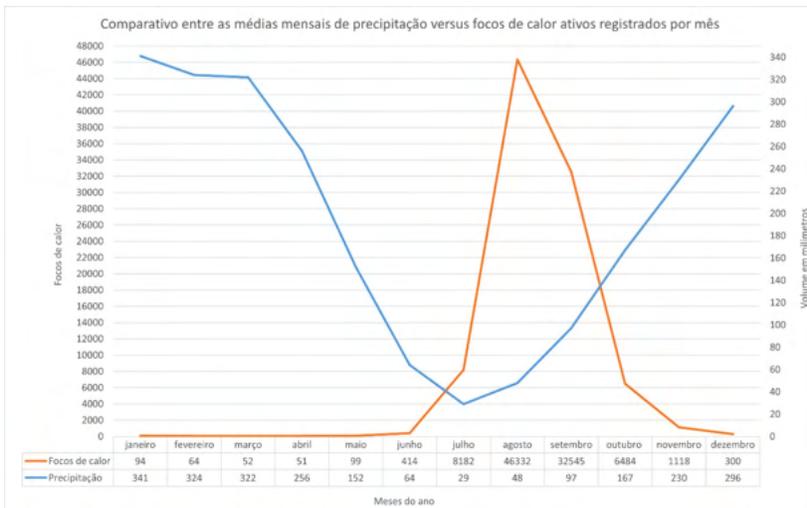



Figura 9 – Comparativo entre os valores médios mensais de precipitação em relação aos focos de calor ativos apurados por mês durante o período analisado (2009-2019) nos municípios localizados no sul do estado do Amazonas.

FONTE: a autora (2021).

Denota-se que os padrões sazonais da precipitação e incidência de focos de calor caracterizam-se por uma correlação inversamente proporcional, sendo a maior recorrência de incêndios no período da estação seca, quando há diminuição da precipitação.

Já a TST caracteriza-se por uma correlação diretamente proporcional ao registro de focos de calor, cujo aumento ocorre durante a estação seca, com baixa pluviosidade (Figura 12). A menor média mensal da TST ficou por volta de 22 ºC registrada no decorrer da estação chuvosa e a maior média deu-se durante a estação seca no mês de agosto, com valor apurado de 34 ºC.

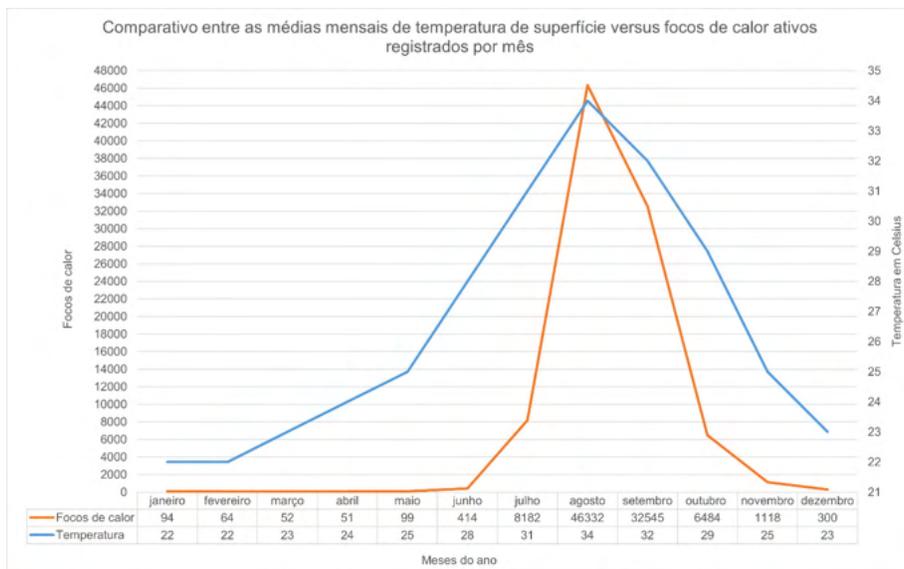



Figura 10 – Comparativo entre os valores médios mensais da temperatura de superfície em relação aos registros de focos de calor ativos apurados por mês durante o período analisado (2009-2019) nos municípios localizados no sul do estado do Amazonas.

FONTE: a autora (2021).

Na Figura 13 é apresentada a espacialização da média da temperatura de superfície apurada no período analisado (2009-2019). As áreas mais quentes referem-se àquelas com intensa antropização e/ou que sofreram a remoção da sua cobertura vegetal. Essas áreas coincidem com locais desmatados e que sofrem queima recorrente, como será demonstrado logo adiante.

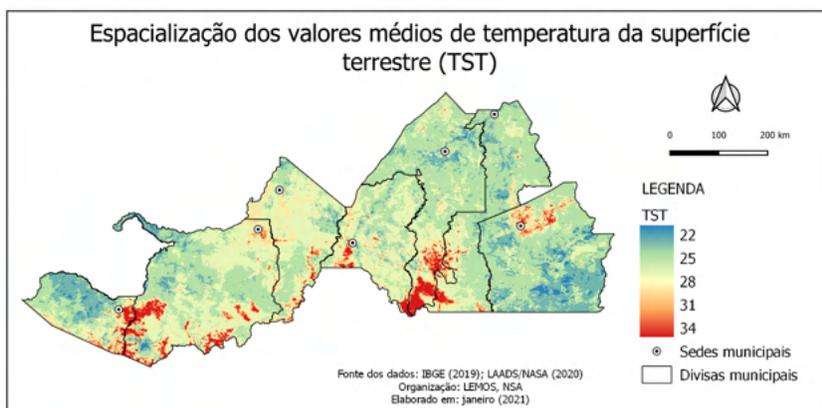



Figura 11 – Espacialização dos valores médios de temperatura de superfície apurados durante o período analisado (2009-2019) nos municípios localizados no sul do estado do Amazonas.

FONTE: a autora (2021).

Uma área situada no extremo sul do município de Manicoré chama atenção pela extensão da mancha avermelhada (Figura 13). Nesse local, estão situados os Campos Amazônicos, uma área com fitofisionomias de Cerrado em meio à Floresta Amazônica. Devido à sua escassa cobertura de árvores, que encontram-se caracteristicamente dispersas, e ao solo parcialmente exposto recoberto por gramíneas, essa região tende a absorver mais radiação solar e, com isso, a apresentar maior temperatura superficial.

Em face das particularidades naturais dos Campos Amazônicos, recobertos com vegetação propensa ao fogo, diversos focos de calor foram registrados nessa área, com destaque para os anos de 2010, 2011, 2014, 2018 e 2019, apesar do local possuir proteção legal pelo Parque Nacional dos Campos Amazônicos e por Terras Indígenas, conforme pode ser observado na Figura 14 adiante.

## 3.4 Análise das variáveis sociais

As áreas no entorno dos Projetos de Assentamentos e que não compreendem as outras estruturas fundiárias aqui abordadas – Terra Indígena, Unidade de Conservação Federal e Unidade de Conservação Estadual – correspondem a terras públicas e/ou privadas não especificadas no âmbito desta pesquisa.

A não discriminação dessas áreas deve-se a sobreposições identificadas no Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (SICAR) gerenciado pelo Serviço Florestal Brasileiro (SFB) e no Sistema de Gestão Fundiária (SIGEF) gerido pelo Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA) quando do levantamento da organização territorial e fundiária do sul do estado do Amazonas. Essas sobreposições são elencadas genericamente na Tabela 7.

| Município | Total imoveis | Área cadastada (ha) | Área com sobreposição em TI (ha) | Quant. Imóveis | Área com sobreposição em UC (ha) | Quant. Imóveis | Área embargada (ha) | Quant. Imóveis |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Apuí | 1814 | 6.861.258,64 | 0 | 0 | 0 | 0 | 731.011,96 | 499 |
| Boca do Acre | 3609 | 2.090.997,76 | 250.729,74 | 55 | 0 | 0 | 458.117,01 | 695 |
| Canutama | 1742 | 2.519.892,09 | 1.374,47 | 1 | 5.311,16 | 3 | 473.309,33 | 122 |
| Humaitá | 1051 | 1.903.451,8 | 288.018,86 | 27 | 182,79 | 1 | 330.845,96 | 106 |
| Lábrea | 3270 | 6.793.378,54 | 1.500.051,07 | 84 | 4.185,05 | 2 | 2.422.423,31 | 1091 |
| Manicoré | 1529 | 2.096.706,73 | 52.845,41 | 24 | 0 | 0 | 98.954,61 | 296 |
| Novo Aripuanã | 2079 | 6.736.366,57 | 1.396.743,08 | 6 | 207.268,78 | 44 | 2.432.436,69 | 140 |

Tabela 7 – Quantitativo de imóveis e áreas com sobreposição cadastral segundo dados constantes no SICAR com dados atualizados até 18/02/2020.

ha = hectare; UC = unidade de conservação; TI = terra indígena.

FONTE: a autora (2021).

As informações constantes na Tabela 7 derivam de consulta ao SICAR, disponível

em https://www.car.gov.br/publico/imoveis/index, com dados atualizados até 18/02/2020.

A dificuldade na discriminação dessas áreas decorre das sobreposições e complexidades cadastrais históricas existentes na formação da estrutura fundiária na região de estudo. O entendimento desse contexto demandaria um estudo específico sobre a temática fundiária, o que foge ao escopo desta pesquisa.

Dessa forma, foram adotadas as estruturas fundiárias de classificação Terra Indígena, Unidade de Conservação Federal, Unidade de Conservação Estadual, Projetos de Assentamento e, por fim, as demais áreas denominadas áreas de uso não discriminado (composta por terras publicas e/ou privadas) que correspondem às áreas de cor branca, conforme espacialização apresentada na Figura 14.

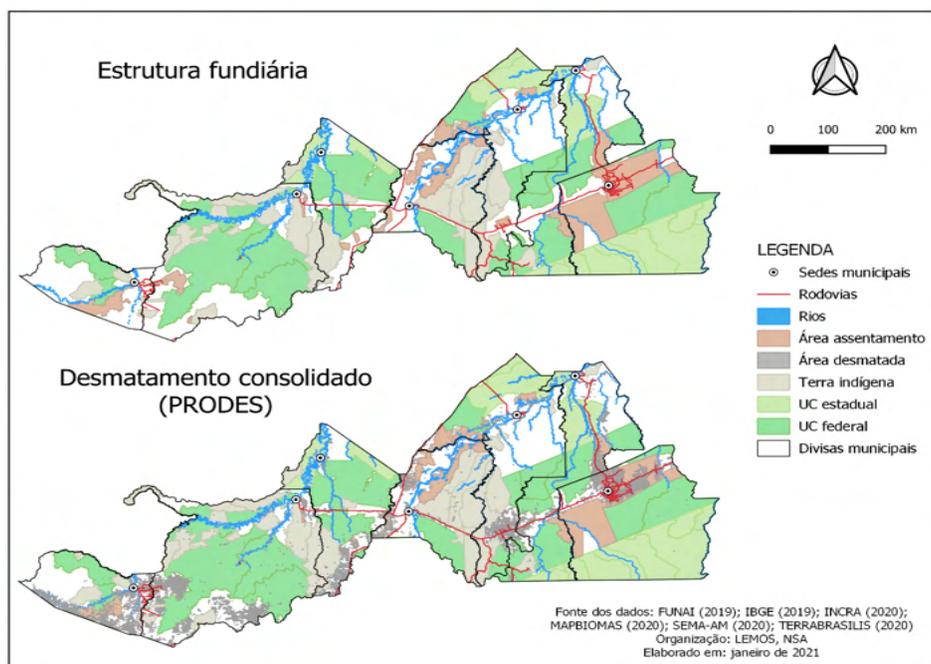



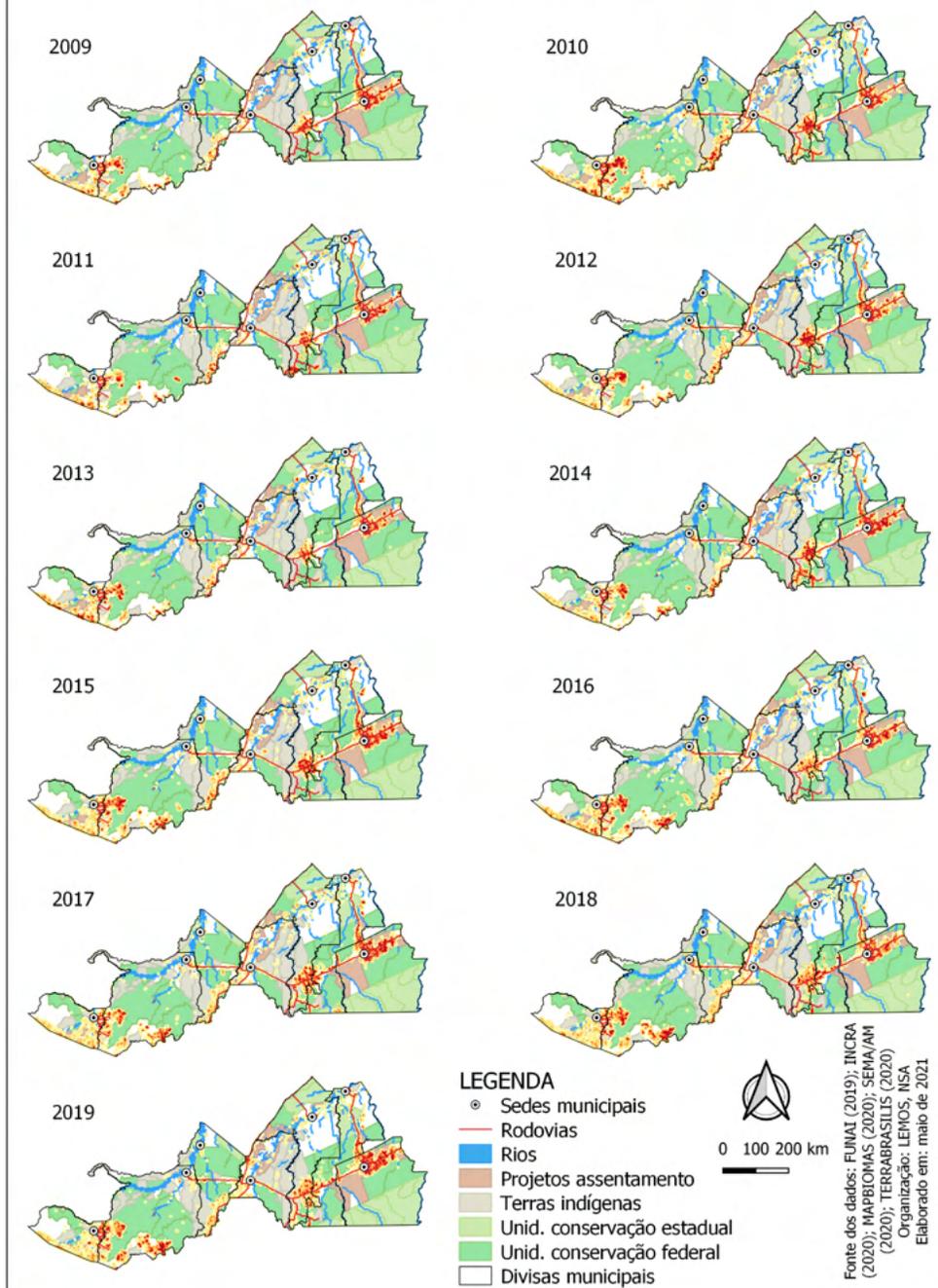
Figura 12 – Organização fundiária adotada no estudo e áreas com desmatamento consolidado até 2019 apurado pelo PRODES nos municípios situados no sul do estado do Amazonas.

FONTE: a autora (2021).

Figura 13 – Distribuição espaço-temporal dos registros de focos de calor ativos identificados durante o período analisado (2009-2019) nos municípios localizados no sul do estado do Amazonas.

FONTE: a autora (2021).

Na ponderação acerca da espacialização dos focos de calor identificados na área de estudo durante o período analisado (2009-2019), destaca-se o fato de que uma parcela dos focos de calor foi registrado ao longo das rodovias BR-230, BR-317, BR-319 e AM-174. Cerca de 39% dos focos de calor foram apurados até 3 km das vias rodoviárias e ocorrem com maior intensidade em áreas sede dos projetos de assentamento (e em seu entorno) localizadas em Apuí, Lábrea e Manicoré.

Observando as áreas identificadas como desmatadas apontadas na Figura 14 e a disposição dos focos de calor registrados ano a ano apresentada na Figura 15, é possível afirmar que a incidência dos focos de calor coincide com as áreas desmatadas, as quais são mais intensas nas áreas de projetos de assentamento e em seu entorno, ao longo das rodovias e nas áreas de uso não discriminado. Com isso, evidencia-se a estreita ligação existente entre desmatamento, proximidades com rodovias, assentamentos humanos e focos de calor.

Ainda em relação à Figura 15, é possível identificar a recorrência persistente e aglomerada dos registros de focos de calor ativos em determinadas áreas, especialmente nos municípios de Apuí, Manicoré e Lábrea. Esse fenômeno é facilmente observável na Figura 16, que apresenta a espacialização do total de focos de calor ativos identificados na área de estudo durante o período analisado (2009-2019) sob o formato de mapa de calor (Estimativa de densidade Kernel).

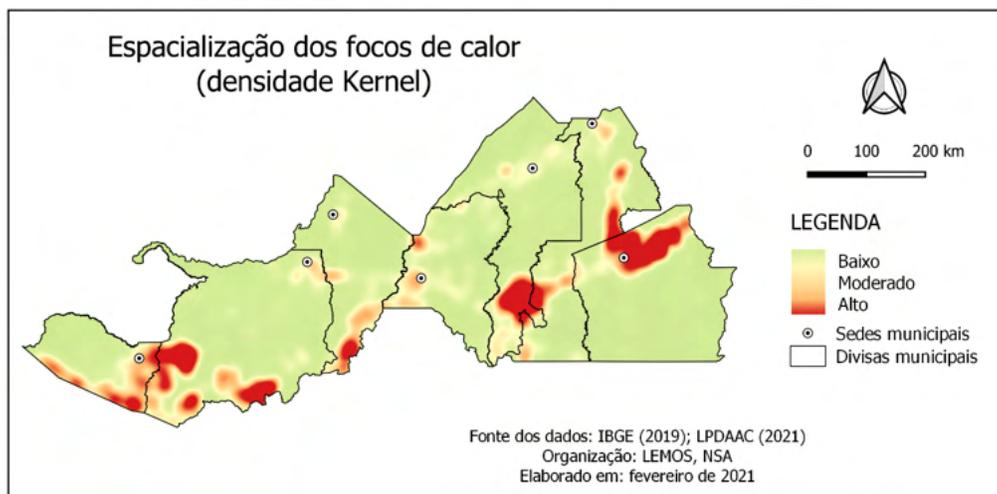



Figura 14 – Mapa densidade de Kernel representando o total de focos de calor ativos identificados durante o período analisado (2009-2019) nos municípios localizados no sul do estado do Amazonas.

FONTE: a autora (2021).

Ressalta-se que, mesmo em áreas sob status de proteção legal – Unidades de

Conservação Federais e Estaduais e Terras Indígenas –, houve registros de focos de calor, sobretudo nos anos de 2019, 2017 e 2010, conforme pode ser observado na Figura 15. Todavia, o número desses registros é baixo, representando cerca de 7,82% do total de focos de calor apurados em todo o período analisado (2009-2019).

Na Figura 17, apresenta-se a distribuição dos focos de calor ativos computados durante o período analisado (2009-2019) conforme sua incidência nas unidades fundiárias.

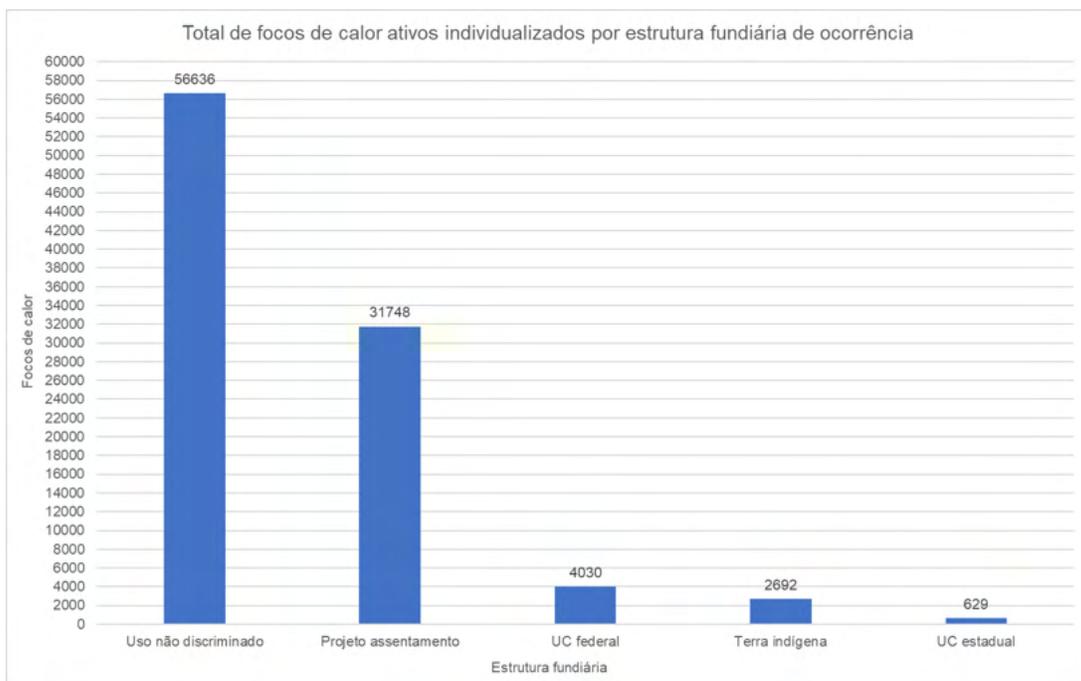



Figura 15 – Totalização dos focos de calor ativos apurados durante o período analisado (2009-2019) nos municípios localizados no sul do estado do Amazonas, individualizados por unidade fundiária de ocorrência.

FONTE: a autora (2021).

Cerca de 32,86% dos focos de calor apurados no período analisado (2009-2019) ocorreram em áreas de assentamento, 4,32% em unidades de conservação federais, 2,82% em territórios indígenas e 0,68% em unidades de conservação estaduais. Os 59,32% restantes referem-se aos focos de calor computados em áreas de uso não discriminado, ou seja, em terras públicas e/ou privadas.

Na Figura 18, apresentam-se os totais de focos de calor ativos apurados durante o período analisado (2009-2019) na área de estudo, individualizados por ano e estrutura fundiária de ocorrência.

| | 2009 | 2010 | 2011 | 2012 | 2013 | 2014 | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Uso não discriminado | 2302 | 6445 | 1656 | 4369 | 1755 | 3068 | 6572 | 6601 | 7184 | 7162 | 9522 |
| Projeto assentamento | 1629 | 3067 | 915 | 3188 | 1040 | 2392 | 4139 | 3137 | 3966 | 3027 | 5248 |
| UC federal | 149 | 968 | 337 | 338 | 154 | 475 | 300 | 295 | 437 | 279 | 298 |
| Terra indígena | 83 | 674 | 238 | 285 | 90 | 339 | 182 | 173 | 203 | 161 | 264 |
| UC estadual | 33 | 62 | 81 | 30 | 42 | 37 | 48 | 45 | 187 | 27 | 37 |

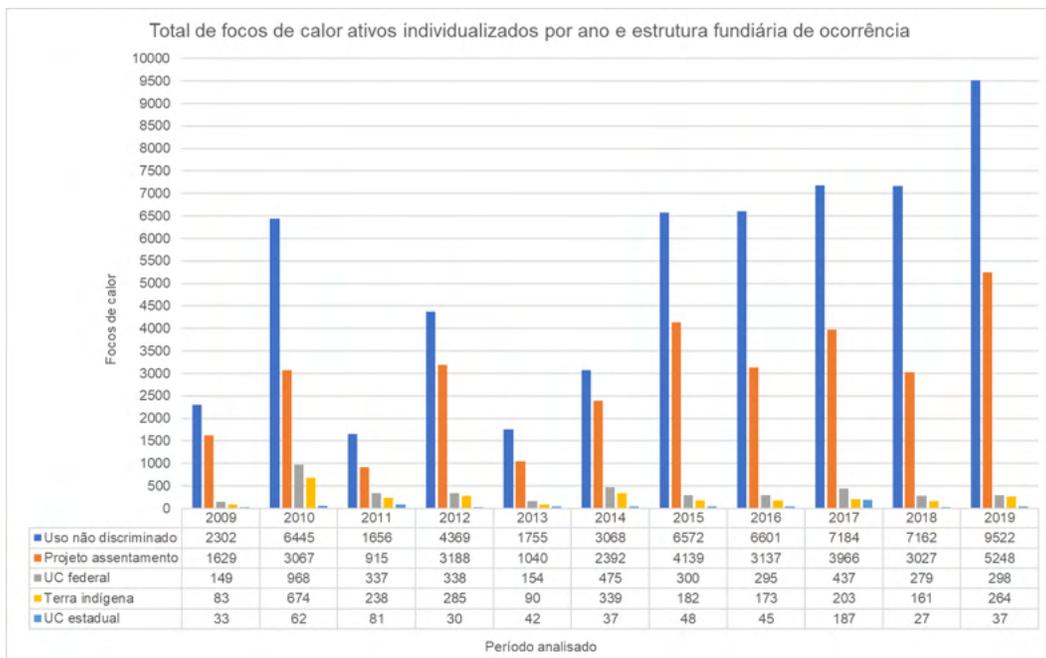



Figura 16 – Totalização dos focos de calor ativos apurados durante o período analisado (2009-2019) nos municípios localizados no sul do estado do Amazonas, individualizados por ano e estrutura fundiária de ocorrência.

FONTE: a autora (2021).

Nos anos de 2009, 2012, 2013, 2014, 2015 e 2019 as áreas de assentamento responderam por mais de 1/3 dos focos de calor registrados nesses anos. Em relação às áreas sob status de proteção legal, o ano de 2010 se sobressai dentre os demais devido aos focos identificados nas áreas de conservação federais, cujo total apurado foi 50% maior que o segundo registro mais alto computado para a unidade fundiária ao longo do período estudado (2009-2019).

## 3.5 Espacialização do risco de incêndio

A espacialização do risco de incêndio (Figura 19) baseia-se, portanto, na combinação das variáveis ambientais e antrópicas trabalhadas em software SIG. A análise espaço-temporal dos dados levantados neste estudo demonstra um fenômeno sócio-historicamente construído, com predominância das ocorrências de focos de calor em lugares específicos.

O risco de incêndio foi gerado a partir da Equação 3 e categorizado em cinco classes, que são: muito baixo, baixo, moderado, alto e muito alto, tendo seu resultado espacializado na Figura 19.

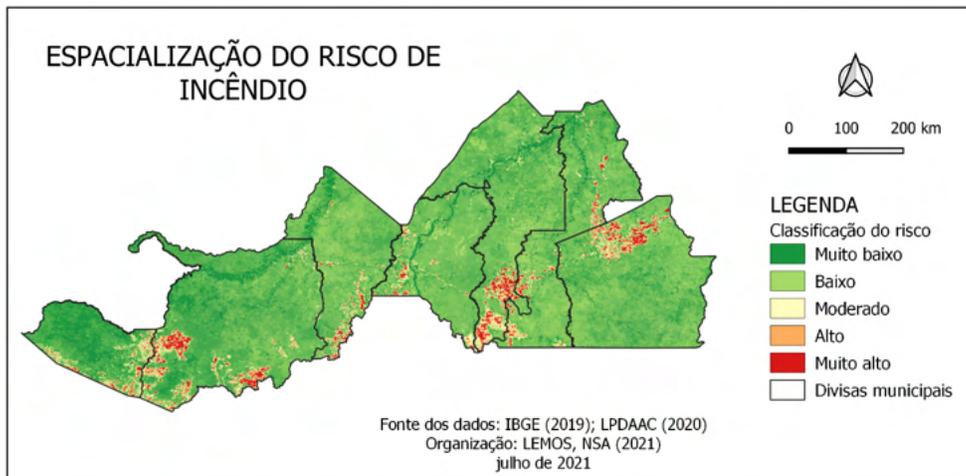



Figura 17 – Espacialização do risco de incêndio para os municípios localizados ao sul do estado do Amazonas.

FONTE: a autora (2021).

As áreas que apresentam maior risco de queima no município de Apuí concentram-se em torno da sede municipal, estendendo-se pelas rodovias BR-230 e AM-174. Em Boca do Acre, as áreas com maiores riscos de queima localizam-se ao longo da divisa com o estado do Acre, ao longo da rodovia BR-317 (que permeia a divisa entre Boca do Acre e Lábrea) e em áreas próximas à sede municipal, seguindo sentido ao projeto de assentamento localizado em Lábrea, cujo acesso se dá via Boca do Acre.

A cidade de Canutama apresenta áreas com risco de incêndio nas proximidades da sua divisa com o estado de Rondônia e ao longo da rodovia BR-230. Situação semelhante ocorre em Humaitá, cujas áreas com maior risco de queima estão próximas à sua divisa com o estado de Rondônia e ao longo das rodovias BR-230 e BR-319, na qual se localiza o distrito de Realidade (subordinado administrativamente à Humaitá) e que concentra também alto risco de incêndio em seu entorno. Outra área com alto risco de incêndio em Humaitá é a região dos Campos Naturais Puciari-Humaitá.

Em Lábrea, as áreas com maior risco de queima são aquelas onde se localizam os projetos de assentamento, nas proximidades das divisas com o município de Boca do Acre e com o estado de Rondônia, ao longo da rodovia BR-230 e em algumas áreas no entorno de sua sede. Já no município de Manicoré, o risco de incêndio concentra-se em todo o entorno do PA Santo Antônio do Matupi e na região dos Campos Amazônicos. Por fim, o município de Novo Aripuanã tem ao longo das rodovias BR-230 e AM-174 suas áreas com maior risco de incêndio.

Observou-se ao longo do período analisado (2009-2019) a recorrência do fogo em

alguns locais enquanto novos pontos iam sendo agregados conforme o aumento no número de focos de calor. Constata-se que o fator antrópico foi determinante para a incidência de fogo na área de estudo, sendo potencializado em anos com registro concomitante a fenômenos climáticos, como El Niño.

A sobreposição dos focos de calor ativos computados pelo sensor MODIS no período analisado (2009-2019) sobre o mapa de risco nos permite visualizar que um grande volume dos focos ocorre nas áreas indicadas com risco muito alto e alto, confirmando o bom ajuste do resultado do modelo (Figura 20). No entanto, houve áreas cuja intensidade ou recorrência se deu com baixa frequência, as quais não foram sensibilizadas pelo modelo. Destaca-se que durante o período analisado (2009-2019) cerca de 34% dos focos identificados ocorreram em locais cuja queima foi realizada apenas uma vez.

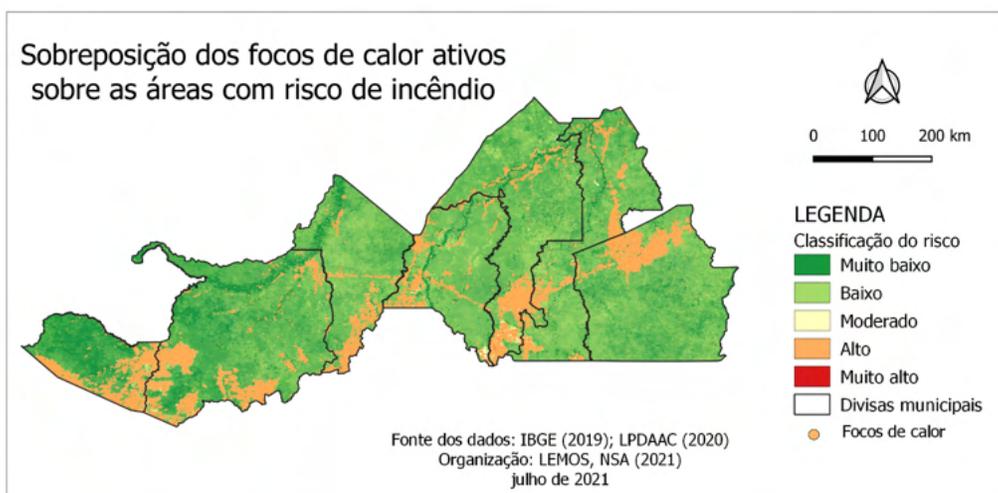



Figura 18 – Espacialização dos focos de calor ativos identificados pelo sensor MODIS durante o período analisado (2009-2019) sobre as áreas com risco de incêndio apuradas para os municípios localizados no sul do estado do Amazonas para averiguação de ajuste do modelo.

FONTE: a autora (2021).

O aspecto positivo dessa metodologia é a disponibilidade de dados gratuitos e a possibilidade de ser melhorada com o incremento e/ou substituição de variáveis conforme as especificidades do ambiente, podendo ser adaptada a outras regiões. O aspecto negativo versa sobre a possibilidade de o sensor MODIS não detectar incêndios de menores proporções, subestimando a contagem dos focos de calor ativos. Todavia, a metodologia proposta mostra-se bastante eficiente na análise do comportamento do uso do fogo, apresentando bom ajuste.

A Figura 21 apresenta a espacialização do desvio padrão calculado a partir do modelo (Equação 3) entre os anos de 2009 a 2019. Doravante, infere-se que a dinâmica

espaço-temporal sobre o risco de incêndios apresenta valores significativos acima da média, demonstrando um aumento progressivo do risco de incêndios florestais na região a cada ano.

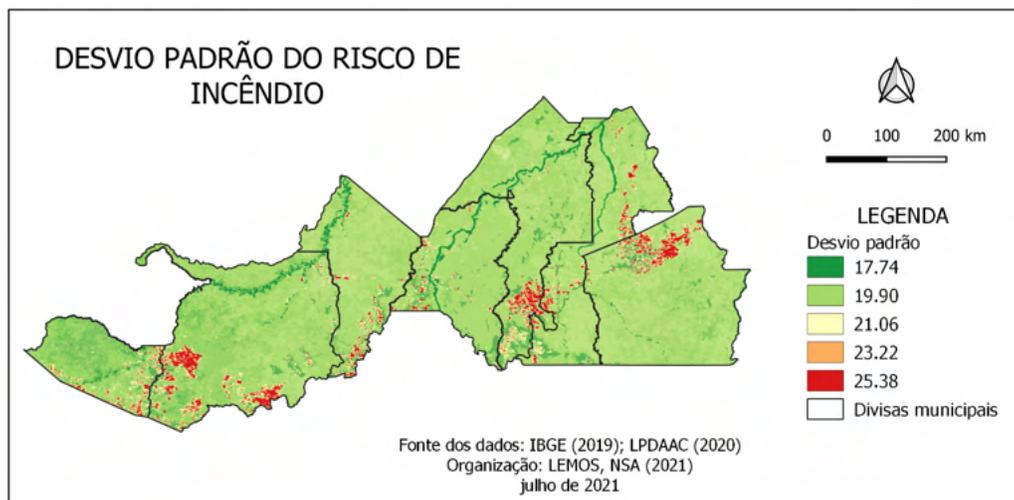



Figura 19 – Espacialização do desvio padrão do risco de incêndio identificado para os municípios do sul do estado do Amazonas.

FONTE: a autora (2021).

As áreas que apresentam maior desvio padrão são justamente aquelas em que houve aumento significativo do uso do fogo ao longo do período analisado (2009-2019), ou seja, Lábrea, Apuí e Manicoré (em ordem decrescente).

## 4 | DISCUSSÃO

Neste estudo, 2010 e 2015 foram os anos que apresentaram menores volumes de precipitação, sendo 1.845 e 1.973 mm/ano respectivamente. Em ambos os anos, houve ocorrência do fenômeno meteorológico El Niño (MARENGO; ESPINOZA, 2016; MARENGO et al., 2018; SODRÉ et al., 2018). Analisando o déficit hídrico na Amazônia entre 2003 a 2019, Silveira et al. (2020) identificaram os anos de 2005, 2010, 2015 e 2016 como os mais secos da região amazônica.

Proporcionalmente, 2010 e 2015 apresentaram um alto volume de focos de calor: 11.216 e 11.241 registros respectivamente. Isso pode ser explicado pelo fato de que nos períodos de seca mais intensa aumenta-se a carga de material combustível no solo, pois a matéria orgânica encontra-se menos úmida (PAGE et al., 2017; NEVES et al., 2018; SODRÉ et al., 2018; WHITE, 2018). A estação seca favorece o aumento dos incêndios que, por conseguinte, destroem milhares de hectares de florestas e injetam grande quantidade de

aerossóis na atmosfera que atrasam o início do período chuvoso, bem como o quantitativo pluviométrico (LIBERATO; BRITO, 2010).

De acordo com Marengo e Espinoza (2016) e Marengo et al. (2018), o ano de 2009 foi bastante chuvoso devido ao aquecimento no Atlântico Sul Tropical e os anos de 2011 e 2012 foram influenciados pelo fenômeno meteorológico La Niña associado ao aquecimento no Atlântico Sul Tropical, enquanto em 2013 e 2014 houve influência meteorológica de aquecimento do Oceano Pacífico e aquecimento do Atlântico Sul Subtropical. Concomitantemente, em 2009 e de 2011 a 2014, foram registrados 4.196, 3.227, 8.210, 3.081 e 6.311 focos de calor respectivamente. Ou seja, em cinco anos registraram-se, na área de estudo, 25.025 focos de calor contra 22.457 registrados em dois anos de seca mais intensa (2010 e 2015).

A média anual apurada neste estudo é de 8.703 focos de calor ativos entre 2009 a 2019 para os sete municípios do sul do estado do Amazonas. Já White (2018), analisando todo o Amazonas, encontrou média anual de 6.920 focos durante o período de 2003 a 2016. De forma semelhante, Anderson et al. (2017) apuraram média anual acima de 8.000 focos para o estado do Acre entre os anos de 2001 a 2014.

Na análise mensal, os meses com maior incidência de focos de calor foram de julho a outubro, ou seja, na estação seca, com auge nos meses de agosto e setembro, circunstância também observada por Anderson et al., (2017), Neves et al. (2018), Sodré et al. (2018), White (2018) e Silveira et al. (2020). No estudo conduzido por Mélo et al. (2011), utilizando o Índice de Haines para mensuração do risco de incêndio na Amazônia, tem no mês de agosto o máximo risco apurado.

Neste estudo, cerca 97% dos focos de calor foram registrados entre os meses de julho a outubro, com o mês de agosto liderando os registros mensais. Desse percentual, 48% referem-se aos focos contabilizados no mês de agosto e 34% no mês de setembro. Resultado semelhante foi encontrado por Anderson et al. (2017) e White (2018); porém, nesses estudos, o pico deu-se no mês de setembro.

Na pesquisa desenvolvida por Silveira et al. (2020), os autores destacam o número de focos de calor registrados no mês de agosto de 2019 no estado do Amazonas como sendo o maior da série histórica analisada (2003-2019). De acordo com os valores apurados neste estudo, o mês de agosto de 2019 apresentou 9.613 focos de calor na região de abrangência deste trabalho, sendo o maior valor mensal apurado dentro do periodo analisado (2009-2019).

Embora estatisticamente a precipitação apresente uma correlação fraca e inversamente proporcional à incidência de focos de calor, resultado concordante com o de Morello et al. (2020), depreende-se que o comportamento do fogo na região de estudo relaciona-se com a precipitação em certo grau, modulando o comportamento antrópico na

ignição dos incêndios (WHITE, 2018). Isso evidencia que o acompanhamento dos volumes de precipitação mensais e anuais são importantes para a compreensão dos regimes do fogo (NEVES et al., 2018).

Assim, é imprescindível o uso de dados meteorológicos consistentes para estudos sobre o fogo (SILVA et al., 2020). A despeito da importância do monitoramento climatológico para estudo, compreensão e proteção da Amazônia, Marengo et al. (2018) e Silva et al. (2020) frisam a falta de registros meteorológicos históricos na região como um todo.

Ciente desse contexto, este trabalho valeu-se da utilização de dados das estações meteorológicas mantidas pelo INMET e na ausência delas ou de dados na coleta das estações, a lacuna foi suprida com a utilização de informações fornecidas pelo satélite TRMM. Tal decisão ampara-se nos resultados dos trabalhos desenvolvidos por Nóbrega et al. (2008), Leivas et al. (2009), Pereira et al. (2013) e Almeida et al. (2015), confirmando que as estimativas de precipitação disponibilizadas pelo TRMM apresentam variação sazonal e acurácia condizentes com as fornecidas pelas estações meteorológicas, sendo, portanto, seguras fontes de dados.

Embora seja um fator muito importante a ser considerado, a precipitação por si só não explica a dinâmica de incêndios, conforme afirmado por Moraes et al. (2017) em um estudo sobre queimadas no Pantanal entre os anos de 2002 a 2015. Os autores apuraram que as áreas que mais queimaram no Pantanal no referido período, com cerca de 91,5% dos focos computados, correspondem às áreas classificadas como alagadas e destinadas à criação de bovinos, corroborando a constatação de que a ocorrência de incêndios em áreas úmidas, tal como a Amazônia, estaria fortemente ligada à ação humana (MORAES et al., 2017). De acordo com White (2018), 99% das ignições dos incêndios no país são de origem antrópica.

Tal percepção é aparente neste estudo quando analisamos os anos de 2017, 2018 e 2019, os quais apresentaram índices de pluviosidade maiores que 2.300 mm/ano e registros de focos de calor acima de 10.000/ano em tendência ascendente. Diante desse contexto, Sodré et al. (2018) explicitam que, em anos com alto volume de precipitação concomitante com grande volume de registro de focos de calor, a ocorrência de incêndios é modulada unicamente pelo fator humano. De acordo com Silveira et al. (2020) e Silva Junior et al. (2020a), a entrada em vigor da Lei nº 13.465 no ano de 2017 – que dispõe sobre a regularização fundiária de terras da União ocupadas irregularmente – pode ter colaborado para o aumento do desmatamento e, consequentemente, dos incêndios registrados a partir de 2017.

Nobre e Nobre (2020) explicam que a dinâmica do desmatamento consiste em um círculo vicioso iniciado com a invasão de terras públicas ou áreas protegidas para extração de madeira (corte raso da floresta). Em seguida, essas áreas são transformadas em pastagens intensamente usadas, dando origem a pastagens degradadas que são, em sua

maior parte, abandonadas e substituídas por novas áreas desmatadas.

Em relação ao uso do fogo, Sodré et al. (2018) detalham que, quando há o desmatamento, geralmente no ínicio da estação seca, a biomassa florestal é deixada para secar por cerca de três meses para, então, ser incinerada, convertendo a matéria orgânica em fertilizante. Esse método, denominado corte e queima, é utilizado por pequenos e grandes proprietários de terras e também em diferentes tipos de florestas: jovens ou em avançado estágio sucessional (SODRÉ et al., 2018).

Outro fator que pode ter contribuido para esse cenário foi a interrupção do PPCDAm no ano de 2016 e suspenso até o presente. Em vigo de 2012 a 2016, o plano tinha por meta a redução de 80% do desmatamento na Amazônia até 2020 (SILVA JUNIOR et al., 2020a). Desse modo, é visivel a desarticulação gradual das políticas públicas de proteção ao meio ambiente nos últimos anos (CARDIL et al., 2020).

Uma das consequências diretas do desmatamento e das mudanças na cobertura e uso da terra é o aumento da temperatura, da velocidade do vento e a diminuição da umidade devido a perda do dossel (BEZERRA et al., 2014; CARDIL et al., 2020), uma vez que a abertura do dossel proporciona mudanças microclimáticas favoráveis à ocorrência de incêndios (RIBEIRO et al., 2012; PAGE et al., 2017). De acordo com Silveira et al. (2020), um terço dos incêndios apurados na Amazônia ocorre em até 1 km de áreas desmatadas no mesmo ano e até 500 m de áreas desmatadas em ano anterior.

Nesse sentido, Fearnside e Graça (2009), Ribeiro et al. (2012), Ferrante e Fearnside (2020) e Silveira et al. (2020) afirmam haver relações significativas entre focos de calor, desmatamento e proximidade com rodovias. Silveira et al. (2020) apuraram que as áreas com alta incidência de fogo no estado do Amazonas estavam próximas a rodovias, resultado também confirmado neste estudo, em que cerca de 26% dos focos de calor foram registrados a uma distância de até 2 km de vias rodoviárias.

Já Ribeiro et al. (2012), Matin et al. (2017), Page et al. (2017), Sodré et al. (2018) e Cammelli et al. (2020) elencam como fatores determinantes para o alto volume de incêndios em áreas florestadas a proximidade de assentamentos humanos, estradas e terras agrícolas. Também Cochrane (2001), Ribeiro et al. (2012) e Kelley et al. (2020) reiteram a constatação de que os incêndios na Amazonia estão associados ao desmatamento e à gestão do uso da terra.

Silveira et al. (2020) evidenciam o comportamento anômalo do fogo no ano de 2019 no sul do estado do Amazonas, entre outras regiões da Amazônia, mencionando como locais de ocorrência os projetos de assentamentos e ao longo da rodovia BR-230. Ainda de acordo com os autores, terras privadas e áreas de projeto de assentamento apresentaram ocorrência de incêndios acima da média no estudo realizado, com terras privadas respondendo por 89% das áreas com comportamento atípico do fogo (SILVEIRA

et al., 2020).

Neste estudo, as áreas de uso não discriminado (terras públicas e/ou privadas) correspondem a 59% dos focos de calor dectados, enquanto as áreas de assentamentos somaram 32%. Assim, essas áreas totalizaram 91% dos focos de calor apurados no período analisado (2009-2019). Esse percentual encontrado nos projetos de assentamento é próximo ao verificado por Anderson et al. (2017) no estado do Acre, na ordem de 39%.

No tocante às propriedades privadas, Morello et al. (2020) esclarecem que elas são normalmente destinadas à agropecuária e tendem a apresentar um número elevado de focos de calor. Em relação aos projetos de assentamentos, os autores explicam que esses locais são predominantemente ocupados por pequenos produtores rurais, os quais dispõem de poucos recursos financeiros, humanos e instrucionais para o manejo adequado do solo e do uso do fogo (MORELLO et al., 2020).

Os projetos de assentamento no sul do estado do Amazonas foram implantados pelo governo federal como medida de ocupação da região amazônica na década de 1970 e se caracterizam pela transformação da paisagem sob a forma denominada 'espinha de peixe', fenômeno descrito por Becker (2001), Fearnside (2009) e Mello-Théry et al. (2020). Tal fenomêno tem seu início a partir da abertura das rodovias federais e de outras vias de circulação floresta adentro, onde, após o desflorestamento, há a utilização do fogo como principal mecanismo de limpeza da área recém desmatada e, posteriormente, na sua manutenção (FERRANTE e FEARNSIDE, 2020; OLIVEIRA et al., 2020).

Cochrane (2001), Marengo et al. (2018) e Nobre e Nobre (2020) ressaltam que o modelo de economia consolidado a partir deste formato de ocupação, baseado na agropecuária e na madeira, é responsavel por 80% do desmatamento na Amazônia e seus altos índices de fragmentação florestal. Ferreira e Watanabe (2020) diagnosticaram que localidades com alto volume de registro de crime florestal – exploração ilegal de madeira – apresentam também volume significativo de desmatamento. Diante desse contexto, Cardil et al. (2020) mencionam que a fronteira agrícola expande-se na ausência de aplicação da lei e do poder público.

Por conseguinte, Anderson et al. (2017), analisando a dinâmica espaço-temporal dos focos de calor no estado do Acre identificaram que o alto volume de focos a Norte no estado estava associado a processos recentes de desmatamentos impulsionados pela pavimentação da rodovia BR-364. Assim, é consolidada na literatura a correlação existente à extração de madeira, seguida da conversão da floresta em pastagem e/ou área de cultivo por meio da utilização do fogo (MORELLO et al., 2020).

De acordo com os dados do Censo Agropecuário 2017 (IBGE, 2020), do rebanho de 1,3 milhão de bovinos existentes no estado do Amazonas, os sete municípios considerado neste estudo (Apuí, Boca do Acre, Canutama, Humaitá, Lábrea, Manicoré e Novo Aripuanã)

abrigam 755.941 cabeças, ou seja, 58% do rebanho estadual distribuídos em 4.019 estabelecimentos. E dos diversos produtos agrícolas, tais como café, feijão, milho e arroz, os municípios integrantes da área de estudo figuram entre os dez maiores produtores estaduais (IBGE, 2021).

Além da liderança na produção agrícola e pecuária no estado do Amazonas, a área de estudo também destaca-se pela liderança na extensão de área desmatada e no registro de focos de calor (SEMA, 2020). Ao longo do período analisado neste estudo (2009-2019) foram computados 95.735 focos de calor. Cardil et al. (2020) e Morello et al. (2020) citam a produção agropecuária de um município como um preditor para o desmatamento e, por consequência, para a ocorrência de incêndios de origem agrícola.

Em relação aos municípios, neste estudo, Lábrea liderou os registros, seguido por Apuí, Manicoré, Novo Aripuanã, Boca do Acre, Canutama e Humaitá. Também no estudo conduzido por White (2018), Lábrea permanece no topo da lista, seguida por Apuí, Manicoré, Boca do Acre, Novo Aripuana, Canutama e Humaitá. É possível observar que houve apenas uma inversão na ordem das cidades de Boca do Acre e Novo Aripuanã e que foi mantida a hegemonia das cidades localizadas no Sul no registro de focos de calor no estado do Amazonas.

Considerando a rede hidrográfica local, frisa-se a ocorrência de diversos pontos de calor ao longo do curso de rios, em especial do Rio Madeira, conforme pôde ser visto na Figura 14. Sobre o risco de incêndios a partir da rede hidrográfica, Ribeiro et al. (2012) destacam que os rios possuem um importante papel na análise do comportamento do fogo, e a mensuração do risco é dependente de diversos fatores, como a dimensão da bacia e o uso que se faz do recurso hidrográfico, entre outros. Ressalta-se que a hidrovia Rio Madeira é a terceira mais importante do país, por onde escoa-se a produção graneleira do estado do Mato Grosso, o local de fixação de inúmeras comunidades, além de ser a principal via de mobilidade fluvial da região (LACERDA, 2004; POMPERMAYER et al., 2014).

De acordo com Sodré et al. (2018), Cardil et al. (2020) e Kelley et al. (2020), a percepção sobre os aspectos antrópicos reforça a importância da inclusão de váriveis socioeconômicas nos estudos sobre o fogo. Assim, o monitoramento e controle do fogo somente são possíveis a partir da compreensão da interação existente entre os fenômenos climáticos, fator humano e dinâmica do fogo (ANDELA et al., 2017; WHITE, 2018; CARDIL et al., 2020).

Em um estudo no Parque Florestal Nacional das Montanhas Troodos no Mediterrâneo, Xofis et al. (2020) identificaram que a intensa ocupação antrópica no local promoveu degradação florestal, onde a vegetação converteu-se em matagais com alta propensão a incêndios. Segundo os autores, a ignição dos incêndios na área de estudo estaria ligada à atividade agropastoril (XOFIS et al., 2020). Andela et al. (2017) e Morello et al. (2020) confirmam que a expansão de áreas agrícolas e desmatamento estão intimamente

relacionadas com os registros de incêndio.

Semelhante ao que ocorre no Mediterrâneo, conforme relatado por Xofis et al. (2020), o uso do fogo para preparação de áreas para atividades agropecuárias na Amazônia fragiliza as áreas florestadas próximas às áreas queimadas (PENHA et al., 2020). Ribeiro et al. (2012) explicam que as áreas florestadas limítrofes com estradas e terras agropastoris, geralmente, não possuem nenhuma barreira contra o fogo, o que a fragiliza sobremaneira em caso de incêndios.

Segundo Cochrane (2001) e Page et al. (2017), as bordas da floresta são afetadas drasticamente pelo fogo, sendo que alguns incêndios podem penetrar até 2,5 km pela floresta, mantendo-se aceso por dias no sub-bosque e promovendo mudanças microclimáticas e florísticas no interior da floresta. Nesses casos, Matin et al. (2017) e Page et al. (2017) destacam que a queima do material orgânico no chão da floresta afeta sua regeneração natural, causando uma série de danos e propiciando a formação de mais material combustível para um evento futuro de incêndio.

Assim, o desmatamento associado a secas mais intensas cria condições favoráveis à expansão do fogo em áreas intactas da floresta (PAGE et al., 2017; CARDIL et al., 2020). Como relatado neste estudo, mesmo não havendo indicativos na literatura de ocorrência de fenômenos climáticos extremos, os últimos quatro anos apresentaram comportamento ascendente no número de focos de calor registrados, com destaque para o ano de 2019, com 15.369 ocorrências. De 2016 a 2019, foram computados 48.253 focos de calor, representando cerca de 50% do total de focos apurados no período analisado (2009-2019).

Embora White (2018) e Xofis et al. (2020) mencionem a baixa probabilidade de incêndios em florestas tropicais, os autores também citam a alta carga combustível existente nessas florestas. Com um intervalo de retorno do fogo curto, as áreas afetadas pelas queimas não conseguem se regenerar e, com isso, a sobrevivência da densa floresta tropical pode ser comprometida (COCHRANE, 2001; MARENGO et al., 2018). Conforme pode ser observado na espacialização dos focos de calor (Figura 14), em geral, o registro de incêndios é recorrente em alguns lugares, tais como em Apuí (ao longo das BR-230 e AM-174), em Boca do Acre (ao longo da BR-317), em Lábrea e ao longo da BR-230 e da BR-319.

Nesse sentido, é importante afirmar que, entre os impactos promovidos pelas mudanças no uso da terra na Amazônia, Marengo e Espinoza (2016), Marengo et al. (2018) e Li et al. (2020) enfatizam as alterações na evapotranspiração e, consequentemente, na ciclagem da água. Marengo et al. (2018), Cardil et al. (2020) e Nobre e Nobre (2020) complementam sugerindo um efeito em cascata a partir da remoção da cobertura vegetal, que afetaria o ciclo da água, o clima e a segurança alimentar, já que o ciclo hidrológico amazônico exerce um importante papel na dinâmica climática regional e global e sustenta a produção agrícola no Brasil.

A despeito das incertezas acerca das mudanças climáticas, em relação ao comportamento do fogo, estima-se que ele seja mais intenso e violento no futuro próximo (COCHRANE, 2001; CARDIL et al., 2020; KELLEY et al., 2020; LIBONATI et al., 2020; XOFIS et al., 2020). A recorrência dos incêndios promove a mortalidade das árvores, produzindo mais material combustível do que o fogo é capaz de consumir no incêndio inicial (COCHRANE, 2001). Embora as mudanças climáticas representem um risco para a Amazônia, as mudanças no uso da terra causadas pelo desmatamento e pelos incêndios constituem-se em um perigo imediato (MARENGO et al., 2018; WHITE, 2018; NOBRE; NOBRE, 2020).

Cabe mencionar o baixo número de focos de calor identificados em áreas sob status de proteção legal: terras indígenas, unidades de conservação federal e estadual, o que também, de forma semelhante, foi encontrado por Anderson et al. (2017). Foram apurados no período analisado (2009-2019) 4.030 focos em unidades de conservação federal, 2.692 em terras indígenas e 629 em áreas de conservação estadual, totalizando 7.351 registros ou 8% dos focos de calor apurados neste estudo. Anderson et al. (2017) e Morello et al. (2020) afirmam que isso se deve, possivelmente, às sanções legais mais severas, evidenciando que, apesar das dificuldades de fiscalização, a proteção proporcionada pela legislação é em parte atendida.

Morello et al. (2020) afirmam que, contraditoriamente, municípios com grandes extensões de áreas protegidas e terras indígenas apresentam números significativamente altos de focos de calor. Esse resultado é observável também neste estudo, visto a área analisada ser recortada por 44 (quarenta e quatro) Unidades de Conservação Federal, 18 (dezoito) Unidades de Conservação Estadual e 39 (trinta e nove) Territórios Indígenas. Todavia, os autores pertinentemente alertam que a contagem se refere ao total apurado no município e que áreas protegidas e terras indígenas apresentaram número de focos bastante reduzido (MORELLO et al., 2020), tal como neste estudo.

Considerando a crise de incêndios na Amazônia ocorrida em 2019, Libonati et al. (2020) e Silveira et al. (2020) acreditam que ela exercerá influência nos próximos anos, visto que, com a conversão da floresta em áreas agrícolas, mais áreas sofrerão queima sazonal. Em relação ao ano de 2019, Cardil et al. (2020) e Kelley et al. (2020) destacam que o comportamento anômalo do fogo não ocorreu devido às condições meteorológicas. É importante ressaltar que a causa dos incêndios está intrinsicamente ligada ao desmatamento e às dinâmicas socioeconômicas vivenciadas na Amazônia, com forte influência de aspectos históricos passados (CARDIL et al., 2020).

Tanto Kelley et al. (2020) quanto Silveira et al. (2020) e Oliveira et al. (2020) chamam atenção para o fato de que o ano de 2019 apresentou níveis elevados de desmatamento no estado do Amazonas. De acordo com Nazareno e Laurance (2020), o aumento no desmatamento em 2019 representa um salto de 50% em relação a 2018, totalizando

10.897 km$^2$ de áreas desflorestadas. Os municípios do sul do Amazonas possuem um desmatamento acumulado, de 2008 a 2019, de 6.616 km$^2$, o que corresponde a 73% do quantitativo registrado para todo o estado (SEMA, 2020).

Cardil et al. (2020), apontam que uma parte considerável dos incêndios ocorridos no ano de 2019 se deu em áreas desmatadas no ano anterior (2018). Lizundia-Loiola et al. (2020) afirmam que o número de focos de calor em 2019 foi 62% maior em relação a 2018. Os dados levantados neste estudo mostram um aumento de 44% no registro de focos de calor em comparação com os registros de 2018. Eles indicam ainda uma propensão crescente nos números nos últimos cinco anos, com somas acima de 10.000 focos ano, tendo seu ápice em ano 2019. Sem nenhuma intervenção, acredita-se na continuidade do aumento dos registros de focos de calor. Essa tendência crescente na série temporal também foi observada por White (2018).

Esse comportamento pode ser reflexo da flexibilização das políticas ambientais implementadas e enfraquecimento do órgão fiscalizador do meio ambiente recentemente (CARDIL et al., 2020; FERRANTE; FEARNSIDE, 2020; KELLEY et al., 2020; LIZUNDIA-LOIOLA et al., 2020; MORELLO et al., 2020; NAZARENO; LAURANCE., 2020; SILVA JUNIOR et al., 2020; 2020a). Especificamente no combate aos incêndios, houve corte de recursos para prevenção e morosidade na contratação de brigadistas (LIBONATI et al., 2020).

Tais acontecimentos se somam ao histórico de má administração do patrimômio natural presente na Amazônia, sobre a qual recaem os efeitos de políticas públicas mal implementadas que contribuem para o desmatamento e para a posse irregular de terras, fomentando conflitos e práticas promotoras de distúrbios ambientais, como os incêndios (MARENGO et al., 2018; FERRANTE; FEARNSIDE, 2020; NAZARENO; LAURANCE, 2020). Como evidenciado neste trabalho, as áreas com registro recorrente de focos de calor referem-se a projetos de assentamento, ao longo de estradas e a áreas de uso não discriminado (terras públicas e/ou privadas) preponderantemente. Ao cruzar os dados de focos de calor com áreas desmatadas os registros coincidem.

Contribui para o agravamento desse cenário a perspectiva de aumento da aridez atmosférica, da temperatura, a diminuição da umidade do ar, da precipitação e da vazão dos rios na Amazônia propiciada pelas mudanças climáticas, o que poderia aumentar o risco de incêndio em até 28 vezes, conforme resultados apresentados nos estudos de Liberato e Brito (2010), Mélo et al. (2011) e Page et al. (2017). Entre os principais fatores causadores de danos ao clima, ressalta-se a queima de biomassa e as mudanças no uso e cobertura do solo, evidenciadas pela conversão da floresta em áreas agropastoris (MÉLO et al., 2011).

De acordo com Matin et al. (2017), a TST é um dos fatores que mais contribuem para ignição e propagação do fogo. Soma-se a ela a baixa precipitação, uma condição comum

durante o inverno na Amazônia, que pode cair para menos de 50 mm por mês (WHITE, 2018). Neste estudo, as áreas com médias de TST mais elevadas (>30ºC) correspondem àquelas antropizadas, desflorestadas e áreas com características de Cerrado, como os Campos Amazônicos. Sobre esse aspecto, Ivo et al. (2020) explicam que, em áreas queimadas há substancial redução de disponibilidade de água no solo e na superficie para transferência para a atmosfera, causando aquecimento do solo e do ar.

Além da temperatura superficial elevada e da antropização, as áreas mais quentes identificadas nesta pesquisa coincidem com locais com altas incidências de focos de calor. Os resultados deste estudo são condizentes com os identificados por Sodré et al. (2018) e White (2018), os quais estimaram que 80% dos focos de calor apurados em seus estudos ocorrem em áreas alteradas pela atividade humana.

Assim, os produtos de sensoriamento remoto constituem-se em um importante instrumento para o monitoramento ambiental (LIZUNDIA-LOIOLA, 2020), especialmente na Amazônia, devido à sua vasta extensão e logística complexa e onerosa. Entretanto, tal técnica possui limitações em razão da intensa cobertura de nuvens existente na região e da dificuldade de detecção de incêndios no sub-bosque (PAGE et al., 2017; WHITE, 2018; PENHA et al., 2020; PESSÔA et al., 2020). Outra limitação apontada por Neves et al. (2018) e White (2018) diz respeito a não detecção de focos de calor de menor proporção, o que pode subestimar as estimativas. Esse fato chama atenção em face do grande número de focos de calor identificados neste trabalho, pois esse quantitativo poderia ser ainda maior, o que também é afirmado por White (2018).

Apesar disso, o uso do sensoriamento remoto é a única opção confiável e operacional para mensuração dos impactos ambientais e socioeconomicos dos eventos de incêndio, especialmente considerando a extensão territorial da Amazônia (PESSÔA et al., 2020). Tendo em vista que a eliminação do fogo é uma prática impossível, Ribeiro et al. (2012) e Xofis et al. (2020) destacam a importância da gestão dos regimes de incêndios afim de que eles causem o menor impacto socioeconômico e ecológico possível. Além disso, Cardil et al. (2020) frisam que o foco não deve ser dado apenas no controle dos incêndios, mas principalmente nas suas causas.

Silveira et al. (2020) alertam para a ausência de dados sobre a disponibilidade e estratégias de brigadas contra incêndios nas esferas estadual e municipal. Em se tratando da esfera federal, de acordo com Morello et al. (2020), a disposição das brigadas é baseada nos registros de incêndios do ano anterior, o que, segundo os autores, se mostra como uma prática imprecisa pela incompletude de informações avaliadas, pois a gravidade dos incêndios só seria de fato mensurada após a chegada das brigadas nos locais das ocorrências.

Portanto, a espacialização do risco de incêndio contribui para a correta alocação de recursos humanos, financeiros e tecnológicos, tornando a tomada de decisão mais eficiente

(RIBEIRO et al., 2012; ANDERSON et al., 2017; MORELLO et al., 220 XOFIS et al., 2020). Quaisquer índices de risco de incêndios necessitam ser adequados e ajustados ao seu local de aplicação (SILVA et al., 2020). Nesse sentido, a identificação da cobertura vegetal é fundamental em estudos de monitoramento de áreas com risco de incêndio (XOFIS et al., 2020).

Morello et al. (2020) afirmam serem pontos negativos a forma de abordagem por estruturas fundiárias (áreas protegidas, terra indígena ou projetos de assentamento) e a consideração regionalizada (meso) dos municípios socioeconomicamente semelhantes. Segundo os autores, essa metodologia não captura a natureza preditora dos incêndios e outros fatores estariam correlacionados além do socioeconômico (MORELLO et al., 2020).

Sobre esse aspecto, pondera-se que apenas uma pesquisa in loco poderia confirmar tais informações, pois, de fato, um estudo realizado a partir de pesquisa bibliográfica e imagens de sensoriamento remoto para levantamento de dados mostra-se como metodologia insuficiente para responder a todos os questionamentos. No entanto, isso não invalida o valor desses estudos, visto que eles proporcionam arcabouço situacional para nortear pesquisas em campo para aprofundamento e detalhamento micro da problemática.

Oportunamente, Anderson et al (2017) ressaltam o caráter simples e eficiente dessa metodologia em locais cuja ignição dos incêndios seja antrópica, tal qual é na área de análise deste estudo. Os autores também destacam que os dados gerados podem ser agregados em modelos climáticos, otimizando a análise (ANDERSON et al., 2017; WHITE, 2018). White (2018) ainda salienta que dados históricos são um importante elemento na previsão das áreas de risco, uma vez que são produzidas diversas informações sobre locais cuja queima é recorrente e áreas suscetíveis, fornecendo uma excelente ferramenta de análise visual e possibilitando ações para gerenciamento do fogo (RIBEIRO et al., 2012; ANDERSON et al., 2017; WHITE, 2018).

Em seu estudo, Ribeiro et al. (2012) propõem medidas de mitigação do risco de incêndio, tais como: implantação de cortinas verdes; manutenção de aceiros permanentes proporcionais ao tamanho das estradas, pastagens e florestas; definição de pontos de coleta de água para contenção de incêndios; ampla divulgação do risco de incêndio; adoção de medidas educativas e informativas.

Segundo Morello et al. (2020), não há um método robusto de distinção e classificação entre as categorias de fogo. Os autores fazem a distinção entre três categorias de fogo: i) incêndio agrícola; ii) incêndio acidental; iii) incêndio criminoso, em que apenas a primeira categoria estaria relacionada a mudanças no uso e cobertura da terra (MORELLO et al., 2020). Mais uma vez, essas distinções seriam factíveis apenas em um levantamento de campo, pois apenas com a utilização de imagens de sensoriamento remoto não seria possível fazer tais inferências.

## 5 I CONSIDERAÇÕES FINAIS

Como afirmado anteriormente, o objetivo deste estudo foi analisar a dinâmica espaço-temporal de ocorrência dos riscos de incêndios florestais no sul do Amazonas a partir de um modelo linear de pesos e classificações dos fatores envolvidos na ignição e propagação do fogo. Para alcança-lo, foram analisados, a partir da literatura sobre o tema, os fatores ambientais e antrópicos envolvidos na ignição dos incêndios na Amazônia, considerando, em particular, o recorte espacial compreendido pelos sete municípios localizados no sul do estado do Amazonas: Apuí, Boca do Acre, Canutama, Humaitá, Lábrea, Manicoré e Novo Aripuanã, e o recorte temporal contemplando os eventos da última década, ou seja, de 2009 a 2019.

Com o suporte de técnicas de tratamento de imagens obtidas via sensoriamento remoto e geoprocessamento, foi possível realizar o levantamento dos dados e cruzamento das informações que permitiram a análise e compreensão das variáveis envolvidas no registro de focos de calor na área de estudo.

A partir do diagnóstico histórico, as variáveis ambientais e antrópicas envolvidas no processo de incêndio foram classificadas conforme a sua influência e intensidade de ocorrência e aplicadas em uma fórmula baseada na combinação linear dessas variáveis dentro de um ambiente SIG. Esses procedimentos nos permitiram apresentar a distribuição espacial dos riscos de incêndios florestais no sul do estado do Amazonas. Além disso, a análise forneceu uma estimativa razoável da ocorrência de incêndios na área estudada e foi concordante com o histórico de registros.

Foram computados no período analisado (2009-2019) 95.735 focos de calor ativos na área de estudo. Isso corresponde a uma média anual de 8.703 focos/ano. Os anos de 2010 e de 2015 a 2019 apresentaram registros acima de 10.000. O município de Lábrea liderou na contagem, seguido de Apuí, Manicoré, Novo Aripuanã e Boca do Acre. Humaitá e Canutama são as cidades que menos registraram focos de calor.

Entre as estruturas fundiárias, as áreas de uso não discriminado (que compreendem terras públicas e/ou privadas) e projetos de assentamento são as que concentraram os focos de calor ativos. Assim, unidades de conservação federais, estaduais e terras indígenas são as que menos registraram focos de calor. Destarte, comparando os dados de focos de calor e áreas com desmatamento consolidado (PRODES) os registros coincidem.

De acordo com os resultados obtidos, tem-se que a ocorrência de incêndios na área de estudo apresenta-se de forma predominantemente aglomerada e persistente em determinados pontos. A partir da literatura, evidenciou-se que o uso do fogo é uma prática atrelada a acontecimentos sociais historicamente construídos. Um ato enraizado nas atividades agropastoris na Amazônia consiste em uma das principais ameaças para a sua conservação, que não é uma prática isolada, mas associada a outra igualmente danosa,

como o desmatamento.

Conforme relatado na literatura e constatado durante a construção deste trabalho, compreende-se que a ocorrência de incêndios na Amazônia não é explicada por um fator apenas, mas pela sinergia de fatores ambientais e antrópicos, o que atesta a natureza complexa desse fenômeno.

## REFERÊNCIAS

ADAB, H.; KANNIAH, K. D.; SOLAIMANI, K. Modeling forest fire risk in the northeast of Iran using remote sensing and GIS techniques. Nat Hazards, v. 65, p. 1723-1743, 2013. DOI: https://doi.org/10.1007/s11069-012-0450-8.

ACKER, A.; OLIVEIRA, N. C. C. Tales of the Transamazonian: Hope and Disillusionment on a Route of Ecological Migrations. Interdisciplinary Studies in Literature and Environment, v. 24, n. 2, p. 306-324, 2017. DOI: https://doi.org/10.1093/isle/isx012.

ALMEIDA, C. T.; DELGADO, R. C.; OLIVEIRA JUNIOR, J. F.; GOIS, G.; CAVALCANTI, A. S. Avaliação das estimativas de precipitação do produto 3B43-TRMM do estado do Amazonas. Floresta e Ambiente, v. 22, n. 3, p. 279-286, 2015. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.112114.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. DOI: https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507.

ALVES, N. O.; BRITO, J.; CAUMO, S.; ARANA, A.; HACON, S. S.; ARTAXO, P.; HILLAMO, R.; TEINILÄ, K.; MEDEIRO, S. R. B.; VASCONCELLOS, P. C. Biomass burning in the Amazon region: aerosol source apportionment and associated health risk assessment. Atmospheric Environment, v. 120, p. 277-285, 2015. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.08.059.

ALVES, R. C.; TRES, A.; SOARES, R. V.; WENDLING, W. T.; TETTO, A. F. Classificação climática para o estado do Amazonas segundo as zonas de vida de Holdridge. Revista de Ciências Agrárias, v. 62, p. 1-12, 2019. DOI: http://dx.doi.org/10.22491/rca.2019.3095.

ANDELA, N.; MORTON, D. C.; GIGLIO, L.; CHEN, Y.; VAN DER WERF, G. R.; KASIBHATLA, P. S.; DEFRIES, R. S.; COLLATZ, G. J.; HANTSON, S.; KLOSTER, S.; BACHELET, D.; FORREST, M.; LASSLOP, G.; LI, F.; MANGEON, S.; MELTON, J. R.; YUE, C.; RANDERSON, J. T. A human-driven decline in global burned area. Science, n. 356, p. 1356-1362, 2017. DOI: https://doi.org/10.1126/science.aal4108.

ANDERSON, L. O.; YAMAMOTO, M.; CUNNINGHAM, C.; FONSECA, M. G.; FERNANDES, L. K.; PIMENTEL, A.; BROWN, F.; SILVA JUNIOR, C. H. L.; LOPES, E. S. S.; MOREIRA, D. S.; SALAZAR, N.; ANDERE, L.; ROSAN, T. M.; REIS, V.; ARAGÃO, L. E. O. C. Utilização de dados orbitais de focos de calor para caracterização de riscos de incêndios florestais e priorização de áreas para a tomada de decisão. Revista Brasileira de Cartografia, v. 69, n. 1, p. 163-177, 2017.

ARAGÃO, L. E. O. C.; SHIMABUKURO, Y. E. The incidence of fire in Amazonian Forests with implications for REDD. Science, v. 328, p. 1275-1278, 2010. DOI: https://doi.org/10.1126/science.1186925.

ARANA, A. R. A.; VAGULA, P. R. O macrozoneamento ecológico-econômico da Amazônia Legal. Revista Brasileira de Geografia Física, v. 9, n 4, p. 1110-1121, 2016.

ASSIS, L. F. F. G.; FERREIRA, K. R.; VINHAS, L.; MAURANO, L.; ALMEIDA, C.; CARVALHO, A.; RODRIGUES, J.; MACIEL, A.; CAMARGO, C. TerraBrasilis: a spatial data analytics infrastructure for large-scale thematic mapping. ISPRS International Journal of Geo-Information, v. 8, n. 513, 2019. DOI: https://doi.org/10.3390/ijgi8110513.

BARLOW, J.; BERENGUER, E.; CARMENTA, R.; FRANÇA, F. Clarifying Amazonia's burning crisis. Global Change Biology, v. 26, n. 2, p. 319-321, 2020. DOI: https://doi.org/10.1111/gcb.14872.

BATISTELLA, M.; MORAN, E. F. Dimensões humanas do uso e cobertura das terras na Amazônia: uma contribuição do LBA. Acta Amazonica, v. 35, n. 2, p. 239-247, 2005. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672005000200014.

BECKER, B. K. Revisão das políticas de ocupação da Amazônia: é possível identificar modelos para projetar cenários? Parcerias Estratégicas, v. 6, n. 12, p. 135-159, 2001.

BERENGUER, E.; CARVALHO, N.; ANDERSON, L. O.; ARAGÃO, L. E. O. C.; FRANÇA, F.; BARLOW, J. Improving the spatial-temporal analysis of Amazonian fires. Global Change Biology, n. 27, p. 469-471, 2020. DOI: https://doi.org/10.1111/gcb.15425.

BEZERRA, J. M.; MOURA, G. B. A.; SILVA, B. B.; LOPES, P. M. O.; SILVA, E. F. F. Parâmetros biofísicos obtidos por sensoriamento remoto em região semiárida do estado do Rio Grande do Norte, Brasil. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 18, n. 1, p. 73-84, 2014.

BIZZO, E.; FARIAS, A. L. A. Priorização de municípios para prevenção, monitoramento e controle de desmatamento na Amazônia: uma contribuição à avaliação do Plano de Ação para a Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm). Desenvolvimento e Meio Ambiente, v. 45, p. 135-159, 2017. DOI: https://doi.org/10.5380/dma.v42i0.53542.

BOWMAN, M. S.; AMACHER, G. S.; MERRY, F. D. Fire use and prevention by traditional households in the Brazilian Amazon. Ecological Economics, v. 67, p. 117-130, 2008. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.12.003.

BRASIL. Decreto nº 7.378 de 1º de dezembro de 2010. Aprova o Macrozoneamento Ecológico-Econômico da Amazônia Legal - MacroZEE da Amazônia Legal, altera o Decreto no 4.297, de 10 de julho de 2002, e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Decreto/D7378.htm. Acesso em: setembro de 2020.

BRASIL. MMA – Ministério do Meio Ambiente. Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm): Fase 2016-2020. Brasília, DF: MMA, 2018.

BRASIL. MMA – Ministério do Meio Ambiente. Planos de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm) e no Cerrado (PPCerrado): Balanço de execução 2016-2020. Brasília, DF: MMA, 2020. Disponível em: https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/servicosambientais/controle-de-desmatamento-e-incendios-florestais/pdf/BalanoPPCDAmePPCerrado_2019_aprovado.pdf. Acesso em: setembro de 2020.

BRASIL. MMA – Ministério do Meio Ambiente. MacroZEE da Amazônia Legal. Estratégias de transição para a sustentabilidade. Disponível em: https://www.mma.gov.br/gestao-territorial/zoneamento-territorial/macrozee-da-amaz%C3%B4nia-legal.html. Acesso em: setembro de 2020.

BRASIL. MDR – Ministério de Desenvolvimento Regional. Codificação Brasileira de Desastres (COBRADE). Disponível em: https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/protecao-e-defesa-civil/informacoes-uteis/centro-nacional-de-gerenciamento-de-riscos-e-desastres-cenad. Acesso em: setembro de 2020a.

CARDIL, A.; MIGUEL, S.; SILVA, C. A.; REICH, P. B.; CALKIN, D.; BRANCALION, P. H. S.; VIBRANS, A.; GAMARRA, J. G. P.; ZHOU, M.; PIJANOSKI, B. C.; HUI, C.; CROWTHER, T. W.; HÉRAULT, B.; PIOTTO, D.; SALAS-ELJATIB, C.; BROADBENT, E. N.; ZAMBRANO, A. M. A.; PICARD, N.; ARAGÃO, L. E O. C.; BASTIN, J. F.; ROUTH, D.; HOOGEN, J. V. D.; PERI, P. L.; LIANG, J. Recent deforestation drove the spike in Amazonian fires. Environmental Research Letters, v. 15, p. 1-6, 2020. DOI: https://doi.org/10.1088/1748-9326/abcac7.

CARVALHO JUNIOR, E. A. R.; MENDONÇA, E. N.; MARTINS, A.; HAUGAASEN, T. Effects of illegal logging on Amazonian medium and large-sized terrestrial vertebrates. Forest Ecology and Management, v. 466, p. 1-9, 2020. DOI:  https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118105.

CAMMELLI, F.; ANGELSEN, A. Amazonian farmers' response to fire policies and climate change. Ecological Economics, v. 165, p. 1-10, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106359.

CAMMELLI, F.; COUDEL, E.; ALVES, L. F. N. Smallholders' perceptions of fire in the Brazilian Amazon: exploring implications for governance arrangements. Human Ecology, v. 47, p. 601-612, 2019. DOI: https://doi.org/10.1007/s10745-019-00096-6.

CAMMELLI, F.; GARRETT, R. D.; BARLOW, J.; PARRY, L. Fire risk perpetuates poverty and fire use among Amazonian smallholders. Global Environmental Change, v. 63, p. 1-10, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2020.102096.

CAMPANHARO, W. A.; LOPES, A. P.; ANDERSON, L. O.; SILVA, T. F. M. R.; ARAGÃO, L. E. O. C. Translating fire impacts in Southwestern Amazonia into economic costs. Remote Sensing, v. 11, n. 764, p. 1-24, 2019. DOI: https://doi.org/10.3390/rs11070764.

CAMPOS, M. C. C.; RIBEIRO, M. R.; JUNIOR, V. S. S.; FILHO, M. R. R.; ALMEIDA, M. C. Topossequência de solos na transição Campos Naturais-Floresta na região de Humaitá, Amazonas. Acta Amazonica, v. 42, n. 3, p. 387-398, 2012. DOI: https://doi.org/10.1590/S0044-59672012000300011.

CASAVECCHIA, B. H.; SOUZA, A. P.; STANGERLIN, D. M.; ULIANA, E. M.; MELO, R. R. Índices de perigo de incêndios em uma área de transição Cerrado-Amazônia. Revista de Ciências Agrárias, v. 42, n. 3, p. 842-854, 2019. DOI: https://doi.org/10.19084/rca.17756.

CELENTANO, D.; MIRANDA, M. V. C.; MENDONÇA, E. N.; ROUSSEAU, G. X.; MUNIZ, F. H.; LOCH, V. C.; VARGA, I. V. D.; FREITAS, L.; ARAÚJO, P.; NARVAES, I. S.; ADAMI, M.; GOMES, A. R.; RODRIGUES, J. C.; KAHWAGE, C.; PINHEIRO, M.; MARTINS, M. Desmatamento, degradação e violência no "Mosaico Gurupi' – A região mais ameaçada da Amazônia. Estudos Avançados, v. 32, n. 92, p. 315-339, 2018. DOI: https://doi.org/10.5935/0103-4014.20180021.

CIDREIRA J. H.; CAVALCANTE, M. R. V. Novas (s) Fronteiras(s): um estudo sobre as políticas de integração regional na Amazônia Acreana. Paiaguás, v. 1, n. 2, p. 119-130, 2015.

CLAUDINO-SALES, V. Riscos socioambientais no Norte do país: incêndios na Amazônia brasileira. Casa da Geografia de Sobral, v. 21, n. 3, p. 22-32, 2019.

COCHRANE, M. A. Synergistic interactions between habitat fragmentation and fire in evergreen tropical forests. Conservation Biology, v. 15, n. 6, p. 1515-1521, 2001. DOI: https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.01091.x.

COCHRANE, M. A. Fire science for rainforests. Nature, v. 421, p. 913-919, 2003. DOI: https://doi.org/10.1038/nature01437.

DELAZERI, L. M. Determinantes do desmatamento nos municípios do Arco Verde – Amazônia Legal: uma abordagem econométrica. Economia-Ensaios, v. 30, n. 2, p. 11-34, 2016.

EUGENIO, F. C.; SANTOS, A. R.; FIEDLER, N. C.; RIBEIRO, G. A.; SILVA, A. G.; SANTOS, A. B.; PANETO, G. G.; SCHETTINO, V. R. Applying GIS to develop a model for forest fire risk: A case study in Espírito Santo, Brazil. Journal of Environmental Managment, v. 176, p. 65-71, 2016. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.02.021.

FEARNSIDE, P. M.; GRAÇA, P. M. L. A. Br-319: a rodovia Manaus-Porto Velho e o impacto potencial de conectar o arco de desmatamento à Amazônia central. Novos Cadernos NAEA, v. 12, n. 1, p. 19-50, 2009. DOI: http://dx.doi.org/10.5801/ncn.v12i1.241.

FEARNSIDE, P. M. Global warming in Amazonia: impacts and mitigation. Acta Amazonica, v. 39, n. 4, p. 1003-1012, 2009. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672009000400030.

FERRANTE, L.; FEARNSIDE P. M. The Amazon's road to deforestation. Science, v. 369, p. 634, 2020. DOI: https://doi.org/10.1126/science.abd6977.

FERREIRA, J. C. S.; WATANABE, C. Y, V. Rondônia: crime florestal em números (2013-2018). Rara, v. 12, n. 1, p. 321-376, 2020. DOI: https://doi.org/10.18361/2176-8366/rara.v12n1p321-376.

GHORBANZADEH, O.; BLASCHKE, T.; GHOLAMNIA, K.; ARYAL, J. Forest Fire Susceptibility and Risk Mapping Using Social/Infrastructural Vulnerability and Environmental Variables. Fire, v. 2, n. 50, p. 1-27, 2019. DOI: https://doi.org/10.3390/fire2030050.

GIGLIO, L.; DESCLOITRES, J.; JUSTICE, C. O.; KAUFMAN, Y. J. An enhanced contextual fire detection algorithm for MODIS. Remote Sensing of Environmental, n. 87, p. 273-282, 2003. DOI: https://doi.org/10.1016/S0034-4257(03)00184-6.

GIGLIO, L.; JUSTICE, C. O. MOD14A1 MODIS/Terra Anomalias Térmicas/Fogo 8 Dias L3 Global 1km SIN Grid V006. NASA EOSDIS Processos Terrestres DAAC. 2015. DOI: https://doi.org/10.5067/MODIS/MOD14A1.006.

GIGLIO, L.; SCHROEDER, W.; HALL, J. V.; JUSTICE, C. O. MODIS Collection 6 Active Fire Product User's Guide Revision C. Collection 6. University of Maryland, 2020. Disponível em: https://lpdaac.usgs.gov/documents/876/MOD14_User_Guide_v6.pdf. Acesso em: dezembro de 2020.

GONÇALVES, K. S.; WINKLER, M. S.; BARBOSA, P. R. B.; HOOGH, K.; ARTAXO NETTO, P. E.; HACON, S. S.; SCHINDLER, C.; KÜNZLI, N. Development of non- linear models predicting daily fine particle concentrations using aerosol optical depth retrievals and ground-based measurements at a municipality in the Brazilian Amazon region. Atmospheric Environment, v. 184, p. 156-165, 2018. DOI: https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.03.057.

GUTBERLET, J. Zoneamento da Amazônia: uma visão crítica. Estudos Avançados, v. 16, n. 46, p. 157-174, 2002. DOI: https://doi.org/10.1590/S0103-40142002000300013.

HUFFMAN, G.J.; ADLER, R.F.; BOLVIN, D.T.; NELKIN, E.J. The TRMM Multi-satellite Precipitation Analysis (TMPA). Chapter 1 in Satellite Rainfall Applications for Surface Hydrology, 2010. DOI: https://doi.org/10.1007/978-90-481-2915-7.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. IBGE Cidades. Disponível em: https://cidades.ibge.gov.br/brasil/am/panorama. Acesso em: setembro de 2020.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Agropecuário 2017. Disponível em: https://censoagro2017.ibge.gov.br/templates/censo_agro/resultadosagro/index.html. Acesso em: fevereiro de 2021.

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Projeto TOPODATA: banco de dados geomorfométricos do Brasil. Variáveis geomorfométricas locais. São José dos Campos, 2008.

IVO, I. O.; BIUDES, M. S.; VOURLITIS, G. L.; MACHADO, N. G.; MARTIM, C. C. Effect of fires on biophysical parameters, energy balance and evapotranspiration in a protected area in the Brazilian Cerrado. Remote Sensing Applications: Society and Environment, v. 20, p. 1-33, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.rsase.2020.100342.

KELLEY, D. I.; BURTON, C.; HUNTINGFORD, C.; BROWN, M. A. J.; WHITLEY, R.; DONG, N. Technical note: Low meteorological influence found in 2019 Amazonia fires. Biogeosciences Discussions, pre-print, maio de 2020. DOI: https://doi.org/10.5194/bg-2020-123.

KIRCHHOFF, V. W. J. H.; NAKAMURA, Y.; MARINHO, E. V. A.; MARIANO, M. M. Excess ozone production in Amazonia from large scale burnings. Journal of Atmospheric and Terrestrial Physics, v. 54, n. 5, p. 583-588, 1992. DOI: https://doi.org/10.1016/0021-9169(92)90098-6.

KOHLHEPP, G. Conflitos de interesse no ordenamento territorial da Amazônia brasileira. Estudos Avançados, v. 16, n. 45, p. 37-61, 2002. DOI: https://doi.org/10.1590/S0103-40142002000200004.

LACERDA, S. M. Evolução recente do transporte hidroviário de cargas. BNDES Setorial, n. 20, p. 253-280, 2004. Disponível em: https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/handle/1408/2434. Acesso em: novembro de 2020.

LEIVAS, J. F.; RIBEIRO, G. G.; SOUZA, M. B.; ROCHA FILHO, J. Análise comparativa entre os dados de precipitação estimados via satélite TRMM e dados observados de superfície em Manaus. Anais do XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, p. 1611-1616, 2009.

LI, X.; SONG, K.; LIU, G. Wetland fire scar monitoring and its response to changes of the Pantanal wetland. Sensors, v. 20, p. 1-17, 2020. DOI: https://doi.org/10.3390/s20154268.

LIBERATO, A. M.; BRITO, J. I. B. Influência de mudanças climáticas no balanço hídrico da Amazônia ocidental. Revista Brasileira de Geografia Física, v. 3, p. 170-180, 2010.

LIBONATI, R.; DACAMARA, C. C.; PERES, L. F.; CARVALHO, L. A. S.; GARCIA, L. C. Rescue Brazil's burning Pantanal wetlands. Nature, v. 588, p. 217-219, 2020. DOI: https://doi.org/10.1038/d41586-020-03464-1.

LIESENFELD, M. V. A.; VIEIRA, G.; MIRANDA, I. P. A. Ecologia do fogo e o impacto na vegetação da Amazônia. Brazilian Journal of Foresty Research, v. 36, n. 88, p. 505-517, 2016. DOI: https://doi.org/10.4336/2016.pfb.36.88.1222.

LIU, J. C.; PEREIRA, G.; UHL, S. A.; BRAVO, M. A.; BELL, M. L. A systematic review of the physical health impacts from non-occupational exposure to wildfire smoke. Environmental Research, v. 136, p. 120-132, 2015. DOI: http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2014.10.015.

LIZUNDIA-LOIOLA, J.; PETTINARI, M. L.; CHIVIECO, E. Temporal anomalies in burned area trends: satellite estimations of the Amazonian 2019 fire crisis. Remote Sensing, v. 12, n. 151, p. 1-8, 2020. DOI: https://doi.org/10.3390/rs12010151.

LOUREIRO, V. R.; PINTO, J. N. A. A questão fundiária na Amazônia. Estudos Avançados, v. 19, n. 54, p. 77-98, 2005. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142005000200005.

MARENGO, J. A.; ESPINOZA, J. C. Extreme seasonal droughts and floods in Amazonia: causes, trends and impacts. International Journal of Climatology, v. 36, p. 1033-1050, 2016. DOI: https://doi.org/10.1002/joc.4420.

MARENGO, J. A.; SOUZA JUNIOR, C. M.; THONICKE, K.; BURTON, C.; HALLADAY, K.; BETTS, R. A.; ALVES, L. M.; SOARES, W. R. Changes in climate and land use over the Amazon region: current and future variability and trends. Frontiers in Earth Science, v. 6, p. 1-21, 2018. DOI: https://doi.org/10.3389/feart.2018.00228.

MACHADO-SILVA, R.; LIBONATI, R.; LIMA, T. F. M.; PEIXOTO, R. B.; FRANÇA, J. R. A.; MAGALHÃES, M. A. F. M.; SANTOS, F. L. M.; RODRIGUES, J. A.; DACAMARA, C. C. Drought and fires influence the respiratory diseases hospitalizations in the Amazon. Ecological Indicators, v. 109, p. 1-13, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105817.

MATIN, M. A.; CHITALE, V. S.; MURTHY, M. S. R.; UDDIN, K.; BAJRACHARYA, B.; PRADHAN, S. Understanding forest fire patterns and risk in Nepal using remote sensing, geographic information system and historical fire data. International Journal of Wildland Fire, v. 26, p. 276-286, 2017. DOI: http://dx.doi.org/10.1071/WF16056.

MÉLO, A. S.; JUSTINO, F.; LEMOS, C. F.; SEDIYAMA, G.; RIBEIRO, G. Suscetibilidade do ambiente a ocorrências de queimadas sob condições climáticas atuais e de futuro aquecimento global. Revista Brasileira de Meteorologia, v. 26, n. 3, p. 401-418, 2011.

MELLO-THÉRY, N. A.; THÉRY, H.; SILVA, A. S. Assentamentos “de reforma agrária”, aspectos geográficos, ambientais e sociais. Geofronter, n. 6, p. 01-14, 2020.

MORAES, E. C.; MATAVELI, G. A.; SANTOS, P. R.; OLIVEIRA, B. S. Estudo da dinâmica de queimada no bioma Pantanal no período de 2002 a 2015. Anais do XVIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, p. 3423-3430, 2017.

MORELLO, T. F.; RAMOS, R. M.; ANDERSON, L. O.; OWEN, N.; ROSAN, T. M.; STEIL, L. Predicting fires for policy making: Improving accuracy of fire brigade allocation in the Brazilian Amazon. Ecological Economics, v. 169, p. 1-14, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106501.

MOTA, P. H. S.; ROCHA, S. J. S. S.; CASTRO, N. L. M.; MARCATTI, G. E.; FRANÇA, L. C. J.; SCHETTINI, B. L. S.; VILLANOVE, P. H.; SANTOS, H. T.; SANTOS, A. R. Forest fire hazard zoning in Mato Grosso State, Brazil. Land Use Policy, v. 88, p. 1-6, 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104206.

NASA – National Aeronautics and Space Administration. MODIS Land. Disponível em: https://modis-land.gsfc.nasa.gov/MODLAND_grid.html. Acesso em: outubro de 2020.

NAZARENO, A. G.; LAURANCE, W. F. Investors can help rein in Amazon deforestation. Science, v. 369, p. 635-636, 2020. DOI: https://doi.org/10.1126/science.abd7578.

NEVES, L. F. S.; MARIMON, B. S.; ANDERSON, L. O.; NEVES, S. M. A. S. Dinâmica de fogo no Parque Estadual do Araguaia, zona de transição Amazônia-Cerrado. Ra'EGA, v. 44, p. 85-103, 2018. DOI: https://doi.org/10.5380/raega.

NOBRE, C. A.; NOBRE, I. The need of a novel sustainable development paradigm for the Amazon. Boletim Regional, Urbano e Ambiental - IPEA, n. 22, p. 159-170, 2020. DOI: http://dx.doi.org/10.38116/brua22art12.

NÓBREGA, R. S.; SOUZA, E. P.; GALVÍNCIO, J. D. Análise da estimativa de precipitação do TRMM em uma sub-bacia da Amazônia Ocidental. Revista de Geografia, v. 25, n. 1, p. 6-20, 2008.

OLIVEIRA, G.; CHEN, J. M.; STARK, S. C.; BERENGUER, E.; MOUTINHO, P.; ARTAXO, P.; ANDERSON, L. O.; ARAGÃO, L. E. O. C. Smoke pollution's impacts in Amazonia. Science, v. 369, p. 634-635, 2020. DOI: https://doi.org/10.1126/science.abd5942.

PAIVA, P. F. P. R.; RUIVO, M. L. P.; SILVA JUNIOR, O. M.; MACIEL, M. N. M.; BRAGA, T. G. M.; ANDRADE, M. M. N.; SANTOS JUNIOR, P. C.; ROCHA, E. S.; FREITAS, T. P. M.; LEITE, T. V. S.; GAMA, L. H. O. M.; SANTOS, L. S.; SILVA, M. G.; SILVA, E. R. R.; FERREIRA, B. M. Deforestation in protect areas in the Amazon: a threat to biodiversity. Biodiversity and Conservation, v. 29, p. 19-38, 2020. DOI: https://doi.org/10.1007/s10531-019-01867-9.

PAGE, Y. L.; MORTON, D.; HARTIN, C.; BOND-LAMBERTY, B.; PEREIRA, J. M. C.; HURTT, G.; ASRAR, G. Synergy between land use and climate change increases future fire risk in Amazon forests. Earth System Dynamics, v. 8, p. 1237-1246, 2017. DOI: https://doi.org/10.5194/esd-8-1237-2017.

PENHA, T. V.; KÖRTING, T. S.; FONSECA, L. M. G.; SILVA JUNIOR, C. H. L.; PLETSCH, M. A. J. S.; ANDERSON, L. O.; MORELLI, F. Burned Area Detection in the Brazilian Amazon using Spectral Indices and GEOBIA. Revista Brasileira de Cartografia, v. 72, n. 2, p. 253-269, 2020. DOI: DOI: http://dx.doi.org/10.14393/rbcv72n2-48726.

PEREIRA, G.; SILVA, M. E. S.; MORAES, E. C.; CARDOZO, F. S. Avaliação dos dados de precipitação estimados pelo satélite TRMM para o Brasil. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 18, n. 3, p. 139-148, 2013.

PESSÔA, A. C. M.; ANDERSON, L. O.; CARVALHO, N. S.; CAMPANHARO, W. A.; SILVA JUNIOR, C. H. L.; ROSAN, T. M.; REIS, J. B. C.; PEREIRA, F. R. S.; ASSIS, M.; JACON, A. D.; OMETTO, J. P.; SHIMABUKURO, Y. E.; SILVA, C. V. J.; PONTES-LOPES, A.; MORELLO, T. F.; ARAGÃO, L. E. O. C. Intercomparison of burned área products and its implication for carbon emission estimations in the Amazon. Remote Sensing, v. 12, p. 1-24, 2020. DOI: https://doi.org/10.3390/rs12233864.

PIROMAL, R. A. S.; RIVERA-LOMBARDI, R. J.; SHIMABUKURO, Y. E.; FORMAGGIO, A. R.; KRUG, T. Utilização de dados MODIS para a detecção de queimadas na Amazônia. Acta Amazonica, v. 38, n. 1, p. 77-84, 2008. DOI: https://doi.org/10.1590/S0044-59672008000100009.

POMPERMAYER, F. M.; CAMPOS NETO, C. A. S.; DE PAULA, J. M. P. Hidrovias no Brasil: perspectivas históricas, custos e institucionalidades. Texto para discussão nº 1931. Instituto de Pesquisa Econômica e Aplicada (IPEA), 2014. Brasília/DF.

QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2020. QGIS Geographic Information System. Open-Source Geospatial Foundation Project. Disponível em: https://qgis.org/pt_BR/site/.

R CORE TEAM, 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: https://www.R-project.org/.

RIBEIRO, V.; SOARES, R. V.; BEPLLER, M. Mapeamento do risco de incêndios florestais no município de Novo Mundo, Mato Grosso, Brasil. Revista CERNE, v. 18, n. 1, p. 117-126, 2012.

ROCHA, M. I. S.; NASCIMENTO, D. T. F. Distribuição espaço-temporal das queimadas no bioma Cerrado (1999/2018) e sua ocorrência conforme os diferentes tipos de cobertura e uso do solo. Revista Brasileira de Geografia Física, v. 14, n. 3, p. 1220-1235, 2021.

ROY, P. S. Forest Fire and Degradation Assessment using Satellite Remote Sensing and Geographic Information System. Satellite Remote Sensing and GIS Applications in Agricultural Meteorology - Proceedings of the Training Workshop, 7-11 July, 2003, Dehra Dun, India. World Meterological Organization – WMO/TD nº 1182, 2004. Disponível em: http://www.wamis.org/agm/pubs/agm8/WMO-TD1182.pdf. Acesso em: janeiro de 2021.

SANTANA, N. C.; CARVALHO JUNIOR, O. A.; GOMES, R. A. T.; GUIMARÃES, R. F. Burned-Area Detection in Amazonian Environments Using Standardized Time Series Per Pixel in MODIS Data. Remote Sensing, v. 10, p. 1-27, 2018. DOI: https://doi.org/10.3390/rs10121904.

SEMA – Secretaria de Estado do Meio Ambiente do Amazonas. Plano Estadual de Preservação e Combate ao Desmatamento e Queimadas do Amazonas, 2020-2022. Disponível em: http://meioambiente.am.gov.br/wp-content/uploads/2020/06/PPCDQ-AM-LOGO-CI-ALTERADA.pdf. Acesso em: setembro de 2020.

SILVA, P. R. S.; IGNOTTI, E.; OLIVEIRA, B. F. A.; JUNGER, W. L.; MORAIS, F.; ARTAXO, P.; HACON, S. High risk of respiratory diseases in children in the fire period in Western Amazon. Revista de Saúde Pública, v. 50, n. 29, p. 1-11, 2016. DOI: https://doi.org/10.1590/S1518-8787.2016050005667.

SILVA, I. D. B.; VALLE, M. E.; BARROS, L. C.; MEYER, J. F. C. A. A wildfire warning system applied to the state of Acre in the Brazilian Amazon. Applied Soft Computing Journal, v. 89, p. 1-15, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.asoc.2020.106075.

SILVA JUNIOR, C. H. L.; CELENTANO, D.; ROUSSEAU, G. X.; MOURA, E. G.; VARGA, I. V. D.; MARTINEZ, C.; MARTINS, M. Amazon forest on the edge of collapse in the Maranhão State, Brazil. Land Use Policy, v. 97, p. 1-6, 2020. DOI: https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104806.

SILVA JUNIOR, C. H. L.; PESSÔA, A. C. M.; CARVALHO, N. S.; REIS, J. B. C.; ANDERSON, L. O.; ARAGÃO, L. E. O. C. The Brazilian Amazon deforestation rate in 2020 is the greatest of the decade. Nature Ecology & Evolution, p. 1-2, 2020a. DOI: https://doi.org/10.1038/s41559-020-01368-x.

SILVEIRA, M. V. F.; PETRI, C. A.; BROGGIO, I. S.; CHAGAS, G. O.; MACUL, M. S.; LEITE, C. C. S. S.; FERRARI, E. M. M.; AMIN, C. G. V.; FREITAS, A. L. R.; MOTTA, A. Z. V.; CARVALHO, L. M. E.; SILVA JUNIOR, C. H. L.; ANDERSON, L. O.; ARAGÃO, L. E. O. C. Drivers of fire anomalies in the Brazilian Amazon: lessons learned from the 2019 fire crisis. Land, v. 9, n. 516, p. 1-24, 2020. DOI: https://doi.org/10.3390/land9120516.

SODRÉ, G. R. C.; SOUZA, E. B.; OLIVEIRA, J. V.; MORAES, B. C. Cálculo de risco e detecção de queimadas: uma análise na Amazônia Oriental. Revista Brasileira de Ciências Ambientais, v. 49, p. 1-14, 2018. DOI: https://doi.org/10.5327/Z2176-947820180345.

SZPAKOWSKI, D. M.; JENSEN, J. L. R. A review of the applications of remote sensing in fire ecology. Remote Sensing, v. 11, p. 1-31, 2019. DOI: https://doi.org/10.3390/rs11222638.

TASKER, K. A.; ARIMA, E. Fire regimes in Amazonia: the relative roles of policy and precipitation. Anthropocene, v. 14, p. 46-57, 2016. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ancene.2016.06.001.

TOURNEAU, F. M.; BURSZTYN, M. Assentamentos rurais na Amazônia: contradições entre a política agrária e a política ambiental. Ambiente & Sociedade, v. 13, n. 1, p. 111-130, 2010. DOI: https://doi.org/10.1590/S1414-753X2010000100008.

TRANCOSO, R.; FILHO, A. C.; FERREIRA, D. A. C.; NOGUERA, S. P. Sistemas de Informação Geográfica como ferramenta para o diagnóstico e gestão de macrobacias no arco do desmatamento na Amazônia. Anais do XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, p. 2405-2412, 2005.

WHITE, B. L. A. Spatiotemporal variation in fire occurrence in the state of Amazonas, Brazil, between 2003 and 2016. Acta Amazonica, v. 48, n. 4, p. 358-367, 2018. DOI: http://dx.doi.org/10.1590/1809-4392201704522.

WHITE, B. L. A. Satellite detection of wildland fires in South America. Floresta, v. 49, n. 4, p. 851-858, 2019. DOI: https://doi.org/10.5380/rf.v49 i4.60117.

XOFIS, P.; KONSTANTINIDIS, P.; PAPADOPOULOS, I.; TSIOURLIS, G. Integrating remote sensing methods and fire simulation models to estimate fire hazard in a South-east Mediterranean protected area. Fire, v. 3, n. 31, p. 1-23, 2020. DOI: https://doi.org/10.3390/fire3030031.

WAN, Z. MODIS Land surface temperature products users' guide. Collection 6. ERI, University of California, Santa Barbara, 2013. Disponível em: https://lpdaac.usgs.gov/documents/118/MOD11_User_Guide_V6.pdf. Acesso em: outubro de 2020.

WAN, Z.; HOOK, S.; HULLEY, G. MOD11A2 MODIS/Terra Land Surface Temperature/Emissivity 8-Day L3 Global 1km SIN Grid V006. NASA EOSDIS Land Processes DAAC. 2015. DOI: https://doi.org/10.5067/MODIS/MOD11A2.006.

# CAPÍTULO 5

# MODELAGEM DA PROBABILIDADE DE OCORRÊNCIA DE INCÊNDIOS NO SUL DO AMAZONAS UTILIZANDO O MÉTODO DA MÁXIMA ENTROPIA

*Data de aceite: 10/03/2022*

*Data de submissão: 03/03/2022*

**Rômulo Henrique Marmentini Vogt**
Mestre em Ciências Ambientais - Universidade Federal do Amazonas
romulohenriqueengenharia@gmail.com

**José Maurício da Cunha**
Doutor em Física Ambiental - Universidade Federal do Amazonas
maujmc@gmail.com

**RESUMO:** Incêndios ocorrem frequentemente na região sul do estado do Amazonas, sudoeste da Amazônia brasileira, e ocasionam diversos impactos ambientais**.** O objetivo deste estudo foi avaliar a relação da probabilidade de ocorrência de incêndios no sul do Amazonas com variáveis ambientais e realizar sua modelagem a partir do método da Máxima Entropia. Dados de variáveis climáticas, áreas protegidas e mudanças de uso do solo foram selecionados e submetidos a uma análise de componentes principais para determinar quais seriam as variáveis preditoras incluídas no modelo. A modelagem foi efetuada utilizando o programa computacional MaxEnt 3.3.3. A calibração foi realizada a partir de incêndios de agosto de 2018 e o modelo foi aplicado para simular a distribuição da probabilidade de ocorrência destes eventos em agosto de 2019. O ajuste do modelo foi avaliado utilizando a área abaixo da curva – AUC (avaliação independente do limiar), sensibilidade e especificidade (avaliação dependente do limiar) e um teste *jackknife* foi aplicado para avaliar a contribuição isolada das variáveis preditoras. Os resultados indicaram que tanto a avaliação independente do limiar (AUC = 0,9439  0,0007) quanto a dependente do limiar apontam um desempenho satisfatório do modelo. As áreas mais suscetíveis concentraram-se principalmente nos municípios de Lábrea e Boca do Acre, que possuem as taxas de desmatamento e áreas de pastagem mais elevadas da região. As variáveis mais efetivas no desempenho preditivo do modelo foram a distância de estradas, o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada – NDVI e a temperatura de superfície.

**PALAVRAS-CHAVE:** MaxEnt; Amazônia; Suscetibilidade; Fogo.

**ABSTRACT:** Fires frequently occur in the southern region of the state of Amazonas, southwest of the Brazilian Amazon, and cause several environmental impacts. The objective of this study was to evaluate the relationship between the probability of the occurrence of fires in the south of Amazonas and environmental variables and to model her using the Maximum Entropy method. Data on climatic variables, protected areas and changes in land use were selected and subjected to a principal component analysis to determine which predictor variables would be included in the model. The modeling was performed using the software MaxEnt 3.3.3. Calibration was performed from fires in August 2018 and the model was applied to simulate the probability distribution of

occurrence of these events in August 2019. The model's performance was assessed using the area below the AUC curve (threshold independent evaluation), sensitivity and specificity (threshold dependent evaluation) and a jackknife test was applied to assess the isolated contribution of the predictor variables. The model fit was assessed using the area under the curve - AUC (independent threshold assessment), sensitivity and specificity (threshold dependent assessment) and a jackknife test was applied to assess the isolated contribution of the predictor variables. The results indicated that both the independent evaluation of the threshold (AUC = 0.9439 ± 0.0007) and the dependent on the threshold indicate a satisfactory performance of the model. The most susceptible areas were concentrated mainly in the municipalities of Labrea and Boca do Acre, which have the highest deforestation rates and grazing areas in the region. The most effective variables in the predictive performance of the model were the distance from roads, the Normalized Difference Vegetation Index – NDVI and the surface temperature.
**KEYWORDS:** MaxEnt; Amazon; Susceptibility; Fire.

## 1 I INTRODUÇÃO

A Bacia Amazônica possui uma área estimada de 6,3 milhões de quilômetros quadrados, na qual encontra-se a maior porção de floresta úmida contígua e estimados 15% da biodiversidade do planeta, além de enorme diversidade étnica e cultural (BORMA e NOBRE, 2013). A maior parte desta região está localizada em território brasileiro, na denominada Amazônia Legal, que compreende os estados do Pará, Amazonas, Rondônia, Roraima, Acre, Amapá e parte dos estados do Tocantins, Mato Grosso e Maranhão, com uma área de 5.217.423 km², que corresponde a aproximadamente 61% do território nacional (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2014).

Historicamente, estratégias de desenvolvimento econômico fundamentadas no discurso de ocupação da Amazônia e na exploração predatória dos recursos naturais têm promovido a supressão da vegetação e o aumento da pressão sobre as florestas nativas (NOGUEIRA et al., 2019). Esta supressão ocorreu principalmente ao longo de uma faixa denominada "Arco do Desmatamento", que se estende pelo sul da região, desde o Maranhão até Rondônia (COHEN et al., 2007).

Inserida no arco do desmatamento, a mesorregião sul do Amazonas ocupa uma área de 474.021,81 km², equivalente a aproximadamente 30% do território do estado, e compreende os municípios de Boca do Acre, Pauini, Humaitá, Manicoré, Novo Aripuanã, Borba, Apuí, Lábrea, Canutama e Tapauá (IBGE, 2014). Muitos destes municípios têm como principal atividade econômica a extração madeireira e a pecuária de grande porte, especialmente ao longo da BR 230 – Transamazônica (TAVARES e CORDEIRO, 2017).

Como o fogo é a principal prática utilizada para limpar a terra durante o processo de desmatamento, remover a vegetação secundária e renovar pastagens, a expansão das

fronteiras de ocupação aumentou amplamente as fontes de ignição e, consequentemente, a ocorrência de incêndios (FONSECA et al., 2017). Em 2019, os dez municípios da Amazônia brasileira que apresentaram maior desmatamento entre janeiro e julho foram os mesmos que apresentaram o maior quantitativo de focos de incêndios ao longo do ano. Dentre estes municípios, três pertenciam à mesorregião sul do Amazonas (SILVÉRIO et al., 2019).

Os incêndios ocasionam diversos impactos ambientais, como a destruição da cobertura vegetal e do húmus, morte de micro-organismos e da fauna silvestre, perda de nutrientes do solo e aceleração do processo de erosão, além dos potenciais efeitos climáticos causados pela emissão de partículas aerossóis, como o comprometimento no desenvolvimento de chuvas e alterações no balanço de radiação (LUCIARDO et al., 2004; SANTOS et al., 2017). A sinergia entre desmatamento, extração madeireira, práticas de manejo da terra associadas ao fogo e clima cada vez mais seco tende a aumentar a ocorrência dos incêndios na Amazônia, levando as florestas restantes a um ciclo vicioso de empobrecimento (NEPSTAD et al., 2001).

Assim, o desenvolvimento de novas práticas de manejo de incêndios e estratégias de combate torna-se cada vez mais importante para auxiliar na redução da degradação dos ecossistemas amazônicos (FONSECA et al., 2016). Neste contexto, a modelagem da ocorrência de incêndios pode ser uma abordagem fundamental pois permite avaliar os efeitos da interação entre o clima e o uso da terra nestes eventos e, assim, mitigar seus possíveis impactos (SILVESTRINI et al., 2011).

Estudos realizados em diversas partes do globo tentaram desenvolver modelos de predição de incêndios a partir de métodos de redes neurais artificias, árvores de classificação e regressão, Máxima Entropia (MaxEnt), entre outros (BISQUERT et al.; 2012; IBARRA-MONTOYA e HUERTA-MARTÍNEZ, 2016; OLIVEIRA et al., 2012). Dentre estes, o método MaxEnt, introduzido em estudos ecológicos por Phillips et al. (2006), foi aplicado com sucesso para modelar a ocorrência de incêndios na Amazônia Brasileira (FONSECA et al., 2016).

Segundo Marcos Júnior e Siqueira (2009) o MaxEnt pode ser definido como uma técnica de aprendizagem automática (*machine learning*) que estima a distribuição de probabilidades mais próximas à distribuição uniforme sob a restrição de que os valores esperados para cada variável ambiental estejam de acordo com os valores empíricos observados nos pontos de ocorrência. Quando aplicado na predição de incêndios, obtêm-se mapas de suscetibilidade ao fogo, os quais poderão auxiliar na identificação de locais específicos para a destinação de recursos humanos e financeiros voltados a ações de prevenção e combate. (ARPACI et al., 2014; IBARRA-MONTOYA E HUERTA-MARTÍNEZ, 2016).

Portanto, diante da problemática socioambiental das ocorrências de incêndios no sul do Amazonas e da escassez de estudos relacionados a modelagem destes eventos

na região, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a relação da probabilidade de ocorrência de incêndios na região sul do Amazonas com variáveis ambientais e realizar sua modelagem a partir do método da Máxima Entropia.

## 2 | MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 Área de estudo

A área de estudo localiza-se ao sul do estado Amazonas, sudoeste da Amazônia brasileira, compreendendo os municípios de Apuí (07º 11' S, 59º 53' W, 135m), Boca do Acre (08º 45' S, 67º 23' W, 116m), Canutama (06° 32' S, 64° 22' W, 55m), Humaitá (07º 30' S, 63º 01' W, 58m), Lábrea (07º 15' S, 64º 47' W, 75m), Manicoré (05° 48' S, 61° 18'W, 45m) e Novo Aripuanã (05° 07'S, 60° 22' W, 20m), e abrange uma área de 296.500 km², correspondendo a 20% da área total do estado (VASCONCELOS et al., 2015) (FIGURA 4). Nessa área, o desmatamento acumulado até 2019 foi de 12.960 km² e em média são detectados anualmente cerca de 55% do total dos focos de calor registrados no estado do Amazonas (INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE, 2020; WHITE, 2018).

Os tipos de vegetação predominante são Floresta ombrófila densa, Floresta ombrófila aberta e Savana (IBGE, 2004). Segundo a classificação de Thornthwaite e Matter, os climas de Apuí, Boca do Acre, Humaitá, Lábrea e Manicoré são do tipo B2rB'4a' (úmido, com pequena ou nenhuma deficiência hídrica, mesotérmico), B3WA'a' (úmido, com moderada deficiência hídrica no inverno, megatérmico), B4WA'a' (úmido, com moderada deficiência hídrica no inverno, megatérmico), B2WA'a' (úmido, com moderada deficiência hídrica no inverno, megatérmico) e AWA'a' (super – úmido, com moderada deficiência hídrica no inverno, megatérmico), respectivamente, com médias anuais de precipitação entre 1589 mm e 2946,2 mm, e temperaturas médias anuais entre 25 °C e 28 °C (MARTINS, 2019). Os períodos sazonais são bem definidos, sendo um chuvoso prolongado (outubro a abril), um seco de pequena duração (junho a agosto) e os meses de maio e setembro como a transição entre ambos (PEDREIRA JUNIOR et al., 2018).

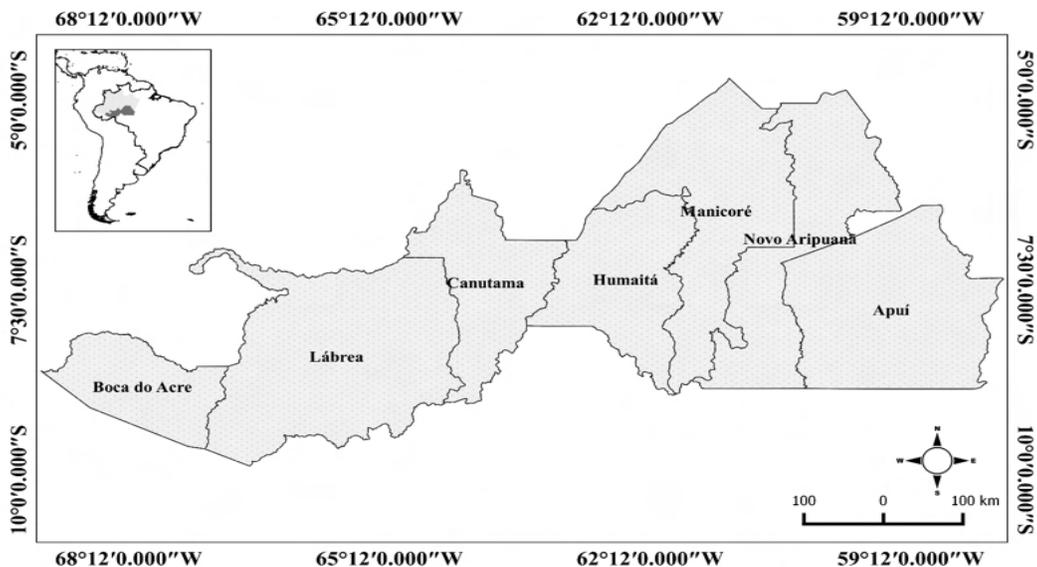



Figura 1. Caracterização da área de estudo.

Org: os Autores, 2020.

## 2.2 Modelagem dos focos de incêndios

### *2.2.1 Base de dados*

Dados de focos de calor detectados pelo sensor *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* - MODIS, a bordo do satélite AQUA, referentes ao mês de agosto de 2018, foram obtidos junto ao Projeto de Monitoramento de Incêndio INPE (http://www.inpe.br/queimadas/bdqueimadas/). Os focos de calor consistem em detecções por satélite da radiância emitida por materiais em chamas, os quais emitem energia principalmente na faixa termal média de 3,7 µm a 4,1 µm do espectro óptico (ANDERSON et al., 2017). O sensor MODIS possui resolução espacial de 1 km e produz dados diários, sendo capaz de detectar uma frente de fogo de pelo menos 30 m de extensão (INPE, 2016).

Foram obtidos dados de dez variáveis ambientais que, com base em estudos recentes (FONSECA et al., 2016; SILVESTRINI et al., 2011; WHITE, 2018), exercem influência direta ou indireta sobre a ocorrência dos focos de incêndios (TABELA 1), os quais foram manipulados por meio do programa computacional QGIS 3.6.2, sendo convertidos e/ou reamostrados para o formato matricial com resolução espacial de 0,001°.

| Variável | Escala Temporal | Fonte |
|---|---|---|
| Precipitação | Mensal | GPM/NASA |
| Déficit Hídrico Acumulado | Mensal | Presente estudo |
| Temperatura de Superfície | Mensal | MODIS/USGS |
| Altimetria | - | SRTM/INPE |
| Índice de Vegetação de Diferença Normalizada (NDVI) | 16 dias | MODIS/USGS |
| Distância de Rodovias | - | Presente estudo |
| Área de Pastagem | Anual | MAP BIOMAS |
| Área Desmatada | Anual | PRODES/INPE |
| Unidades de Conservação | - | ICMBio |
| Terras Indígenas | - | FUNAI |

Tabela 1. Conjunto de dados espaciais utilizados na modelagem.

A precipitação mensal (mm) foi obtida a partir de dados do *Global Precipitation Measurement* - GPM, produto GPM_3IMERGHH v06 (https://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni/). A partir desta, o Déficit Hídrico Acumulado Mensal - DHA foi calculado utilizando a metodologia adotada por Aragão et al. (2007), que considera uma transpiração de ~ 100 mm/mês para um dossel tropical úmido. Deste modo, quando a precipitação mensal (P) é menor que esse valor, a floresta entra em déficit hídrico. O DHA em cada pixel foi calculado para um mês (n), fixando a evapotranspiração (E) em 100 mm/mês, considerando a seguinte equação:

$$\text{Se } DHA_{n-1(i,j)} - E_{(i,j)} + P_{n(i,j)} < 0$$
$$\text{Então } DHA_{n(i,j)} = DHA_{n-1(i,j)} - E_{(i,j)} + P_{n(i,j)}$$
$$\text{Senão } DHA_{n(i,j)} = 0$$

Valores de Temperatura de Superfície - LST e do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada - NDVI foram extraídos dos produtos MYD11C3 (https://lpdaac.usgs.gov/products/myd11c3v006/#tools), e MOD13Q1 (https://www.modis.cnptia.embrapa.br/geonetwork/srv/pt/main.home), das coleções Aqua MODIS e Terra MODIS, respectivamente. Dados de altimetria foram obtidos de um Modelo Digital de Elevação - MDE elaborado a partir de dados da Missão Topográfica Radar Shuttle - SRTM (http://www.dsr.inpe.br/topodata/).

Como variáveis relacionadas ao uso do solo foram incluídas a área desmatada, disponibilizada pelo projeto PRODES, do INPE (http://www.dpi.inpe.br/prodesdigital/prodes.

php); a área de pastagem, disponibilizada pelo Map Biomas (https://maps.lapig.iesa.ufg.br/lapig.html); mapas de unidades de conservação do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio (http://www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdeconservacao/biomas-brasileiros); e mapas de terras indígenas produzidos pela Fundação Nacional do Índio – FUNAI (http://www.funai.gov.br/index.php/servicos/geoprocessamento). Esses dados foram adquiridos originalmente em formato vetorial, sendo convertidos para *rasters* do tipo binário (presença e ausência).

A distância de estradas foi obtida a partir do cálculo da distância euclidiana (distância entre cada célula do mapa e a célula mais próxima do elemento alvo) de arquivos vetoriais de estradas disponibilizados pelo *Open Street Map* - OSM (https://www.openstreetmap.org/#map=4/-15.13/-53.19).

### *2.2.2 Escolha das variáveis preditoras*

Para definir quais variáveis preditoras seriam incluídas no modelo, aplicou-se ao conjunto de dez variáveis uma Análise de Componentes Principais – PCA, por meio do programa computacional ESRI ArcMap 10.5. Hongyu et al. (2015) definiu a PCA como uma técnica estatística de análise multivariada que transforma linearmente um conjunto original de variáveis, inicialmente correlacionadas entre si, num conjunto substancialmente menor de variáveis não correlacionadas que contém a maior parte da informação do conjunto original. A partir da PCA obteve-se uma matriz de correlação e um grupo de n componentes que explicam a variância do conjunto de dados em escala decrescente de importância. Utilizou-se como critério de seleção a metodologia de Dalapicolla (2016), que sugere a inclusão das duas principais variáveis de cada componente gerado (as que apresentaram maior contribuição para o componente) e a exclusão daquelas que apresentaram uma correlação superior a 70% com alguma das variáveis incluídas.

### *2.2.3 Calibração*

A princípio, efetuou-se a modelagem de eventos de incêndios significativos (áreas grandes ou de longa duração) com base na metodologia adotada por Fonseca et al. (2016). Para tal, a área de estudo foi dividida em uma grade de resolução de 0.1°, de modo que um evento de incêndio foi considerado apenas quando 7 ou mais focos de calor foram detectados em uma determinada célula da grade durante o mês de calibração, o que corresponde ao terceiro quartil da distribuição do número de focos de calor por célula da grade.

Posteriormente, a calibração do modelo foi efetuada a partir dos eventos de incêndios agosto de 2018, que corresponde primeiro mês da temporada de queima no estado do Amazonas (WHITE, 2018), além de variáveis preditoras mensais referentes a

julho de 2018 e anuais referentes ao ano de 2017. A análise foi realizada utilizando o software Maxent para modelagem de habitats de espécies (PHILLIPS et al., 2006) versão 3.3.3, com 70% dos registros de incêndios utilizados para treinamento e 30% para teste. O software produz resultados diferentes de uma execução para a próxima, utilizando a mesma entrada de dados. Logo, utilizou-se uma técnica de reamostragem *bootstrap* com 20 execuções para que o programa faça uma média e gere um modelo final. Esta técnica envolve a partição dos dados aleatoriamente, com reposição, em vários conjuntos de treino e teste (GIANNINI, et al., 2012).

Optou-se pela utilização da saída logística do software, que pode ser entendida como uma superfície de adequação normalizada com valores de zero a um que equivale, portanto, a uma a uma probabilidade relativa (e não absoluta) de ocorrência de incêndios (FONSECA et al., 2016). O Maxent estima uma distribuição de probabilidade de destino encontrando a distribuição de probabilidade de entropia máxima (ou seja, que está mais espalhada ou mais próxima de uniforme), sujeita a um conjunto de restrições que representam nossas informações incompletas sobre a distribuição de destino (PHILLIPS et al., 2006). Explicações mais detalhadas dos aspectos técnicos do Maxent podem ser encontradas em Phillips et al. (2006) e Phillips et al. (2017).

### *2.2.4 Simulação*

A partir do modelo Maxent calibrado para o mês de agosto de 2018, efetuou-se a simulação para agosto de 2019, visando estimar a distribuição espacial da probabilidade de ocorrência de incêndios para este período. Utilizou-se, portanto, variáveis preditoras anuais referentes a 2018 e mensais referentes a julho de 2019.

### *2.2.5 Avaliação*

A capacidade preditiva do modelo foi avaliada em função da sua Curva Característica de Operação - ROC, a qual é obtida plotando-se a sensibilidade (também conhecida como a taxa de verdadeiros positivos, representando ausência de erro de omissão) no eixo y e o valor 1 – especificidade (também conhecida como taxa de falso positivo, representando erro de sobreprevisão) no eixo x. Esta etapa pode ser entendida como a validação interna do modelo e nela calcula-se a Área Sob a Curva - AUC a partir dos dados de teste da validação do próprio Maxent, representando um índice independente de um limite de corte (PHILLIPS et al., 2006). Os valores da AUC variam de 0 a 1, sendo que um valor de 0,5 indica que o modelo não é melhor que o aleatório e um valor próximo de 1 indica um desempenho satisfatório do modelo.

A validação externa deu-se pela aplicação de sete limiares de corte ao produto da simulação realizada para agosto de 2019, sendo eles: o limiar de corte mínimo (gerado pelo

MaxEnt), que representa o menor valor previsto diferente de zero entre as localidades de treinamento (PHILLIPS et al., 2006); e os limiares 0,05, 01, 0,2, 0,3, 0,4, e 0,5. Este método resulta em uma distribuição espacial binomial diferente da área suscetível para cada limar aplicado. Assim, efetuou-se o cálculo da sensibilidade (ausência de erro de omissão) e da especificidade (ausência de erro de sobreprevisão) do modelo a partir da geração de uma matriz de confusão, com pontos de presença e ausência definidos em função das células de eventos de incêndios significativos identificados no mês de agosto de 2019.

Os mapas binomiais de suscetibilidade gerados também foram utilizados para calcular os percentuais de área suscetível por limiar de corte e por município da área de estudo. A dependência da suscetibilidade prevista pelo modelo em relação a cada variável utilizada na previsão foi avaliada por meio da criação de curvas de reposta, a partir da geração de diferentes modelos individuais para cada variável correspondente. Por fim, um teste *jackknife* foi aplicado para avaliar o efeito isolado de todas as variáveis na performance do modelo baseado na medida da AUC (FIGURA 5).

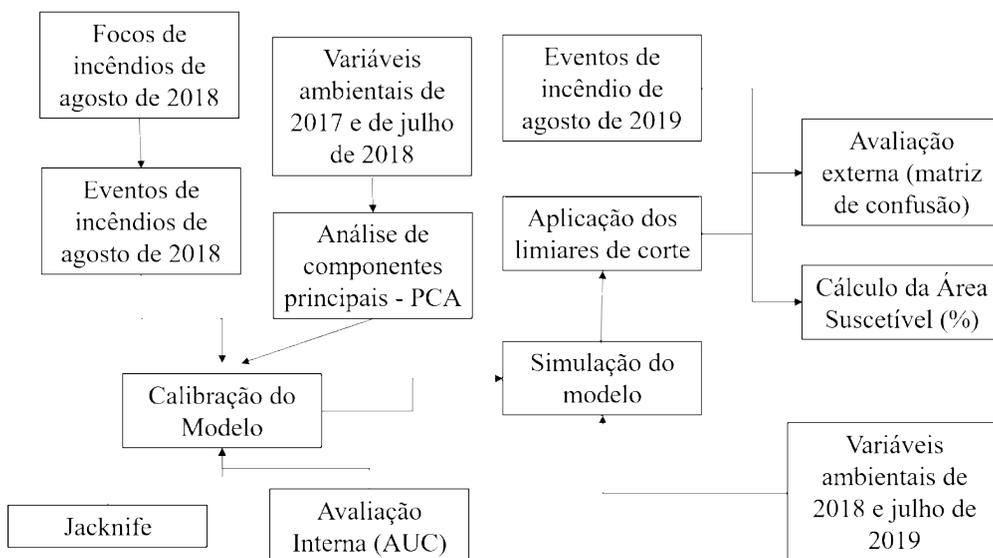



Figura 2 Visão geral das principais etapas da modelagem dos focos de incêndio.

Org: os Autores, 2020.

## 3 | RESULTADOS

### 3.1 Escolha das variáveis preditoras

Conforme disposto na Tabela 2, verificou-se correlação superior a 0,7 entre as variáveis precipitação mensal e DHA (0,729); precipitação mensal e LST (-0,874); e área

desmatada e área de pastagem (0,717).

| | Alt | DHA | AD | DE | LST | NDVI | AP | Ppt | TI | UC |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Alt** | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| **DHA** | -0.113 | 1 | - | - | - | - | - | - | - | - |
| **AD** | 0.088 | -0.001 | 1 | - | - | - | - | - | - | - |
| **DE** | 0.153 | 0.140 | -0.223 | 1 | - | - | - | - | - | - |
| **LST** | -0.413 | -0.361 | -0.180 | -0.554 | 1 | - | - | - | - | - |
| **NDVI** | 0.051 | 0.083 | -0.345 | 0.142 | -0.223 | 1 | - | - | - | - |
| **AP** | 0.102 | -0.019 | 0.717* | -0.208 | 0.211 | -0.353 | 1 | - | - | - |
| **Ppt** | -0.376 | 0.729* | -0.012 | -0.061 | -0.874* | -0.026 | -0.042 | 1 | - | - |
| **TI** | -0.118 | -0.141 | -0.087 | 0.063 | 0.074 | 0.012 | -0.072 | -0.040 | 1 | - |
| **UC** | 0.084 | -0.255 | -0.149 | 0.139 | 0.644 | 0.106 | -0.107 | -0.183 | -0.173 | 1 |

Tabela 2. Correlação entre as variáveis ambientais.

Alt: Altimetria; DHA: Déficit Hídrico Mensal Acumulado; AD: Área Desmatada; DE: Distância de Estradas; LST: Temperatura de Superfície; NDVI: Índice de Vegetação por Diferença Normalizada; AP: Área de Pastagem; Ppt: Precipitação mensal; TI: Terras Indígenas; UC: Unidades de Conservação.

O DHA foi a segunda variável que mais contribuiu para o PC2 enquanto a precipitação foi a segunda que mais contribuiu para a PC3. Área desmatada e área de pastagem foram, respectivamente, a primeira e a segunda variável que mais contribuíram para o PC7 (TABELA 3). Portanto, a precipitação mensal e a área de pastagem não foram incluídas no modelo (Figura 6).

| | PC1 | PC2 | PC3 | PC4 | PC5 | PC6 | PC7 | PC8 | PC9 | PC10 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Alt** | 0.031* | 0.945** | -0.316 | -0.072 | 0.005 | 0.002 | 0.000 | 0.001 | 0.000 | 0.030 |
| **DHA** | 0.021 | -0.287* | -0.920** | 0.263** | -0.004 | 0.001 | 0.000 | -0.001 | 0.000 | -0.047 |
| **AD** | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | -0.092 | -0.126 | 0.751* | -0.640** | 0.021 | 0.028 |
| **DE** | 0.999* | -0.023 | 0.029 | -0.006 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.004 |
| **LST** | -0.004 | -0.007 | 0.020 | 0.239 | 0.159 | 0.043 | 0.005 | 0.016 | 0.006 | 0.956* |
| **NDVI** | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.001 | 0.000 | 0.009 | -0.137 | -0.195 | -0.971* | 0.010 |
| **AP** | 0.000 | 0.000 | 0.000 | 0.001 | -0.014 | -0.055 | 0.627** | 0.740** | -0.237** | -0.009 |
| **Ppt** | -0.003 | -0.155 | -0.230* | -0.932** | 0.037 | 0.008 | 0.001 | 0.004 | 0.001 | 0.230** |
| **TI** | 0.000 | -0.001 | 0.002 | -0.003 | -0.162* | 0.979** | 0.118 | -0.032 | -0.001 | -0.016 |
| **UC** | 0.000 | 0.001 | 0.003 | -0.003 | 0.969* | 0.143** | 0.099 | -0.058 | -0.003 | -0.167 |

Tabela 3. Análise de componentes de principais.

* variável incluída no modelo.

** variável repetida/correlacionada.

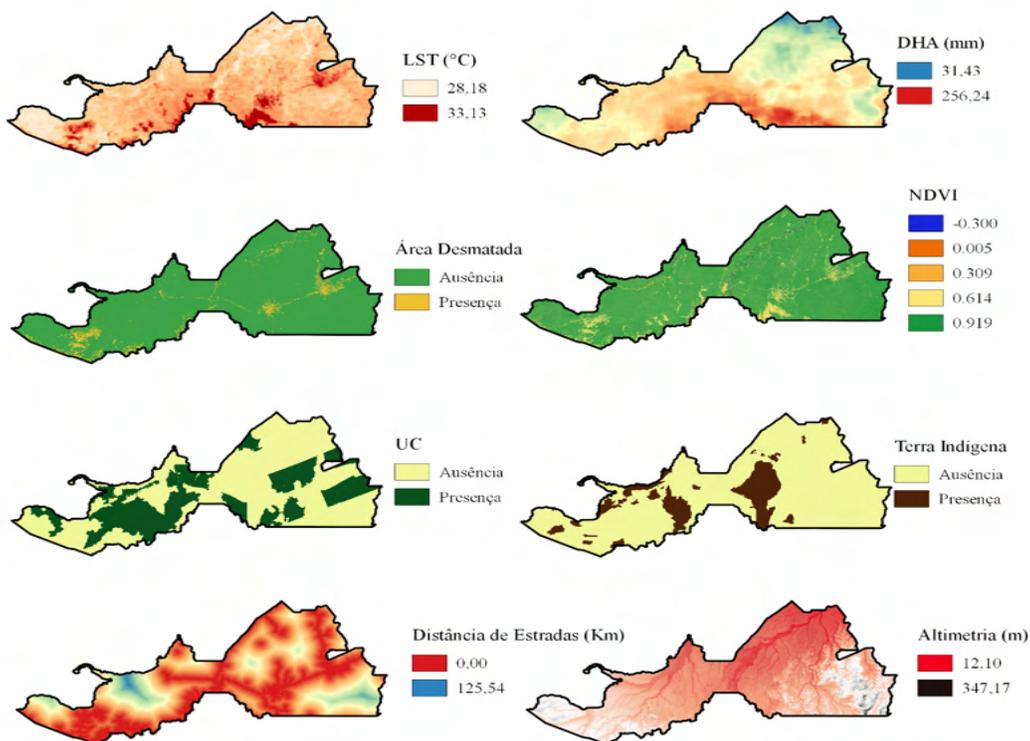



Figura 3. Variáveis preditoras incluídas no modelo.

## 3.2 Modelagem da ocorrência de incêndios

Identificou-se 98 ocorrências de eventos de incêndios significativos para o mês de agosto de 2018, das quais 69 foram utilizadas para treinamento e 29 para teste. O modelo gerado apresentou valores de AUC 0,956  0,007 para dados de treinamento e de 0,9439 0,0128 para dados de teste.

Para agosto de 2019, o número de ocorrências de incêndios foi de 229 (FIGURA 7A), valor substancialmente maior em relação ao mesmo período do ano anterior. Os resultados da simulação para agosto de 2019 indicaram valores de saída entre 0,000002 para áreas menos suscetíveis e 0,538 para áreas mais suscetíveis e estão dispostos na Figura 7B.

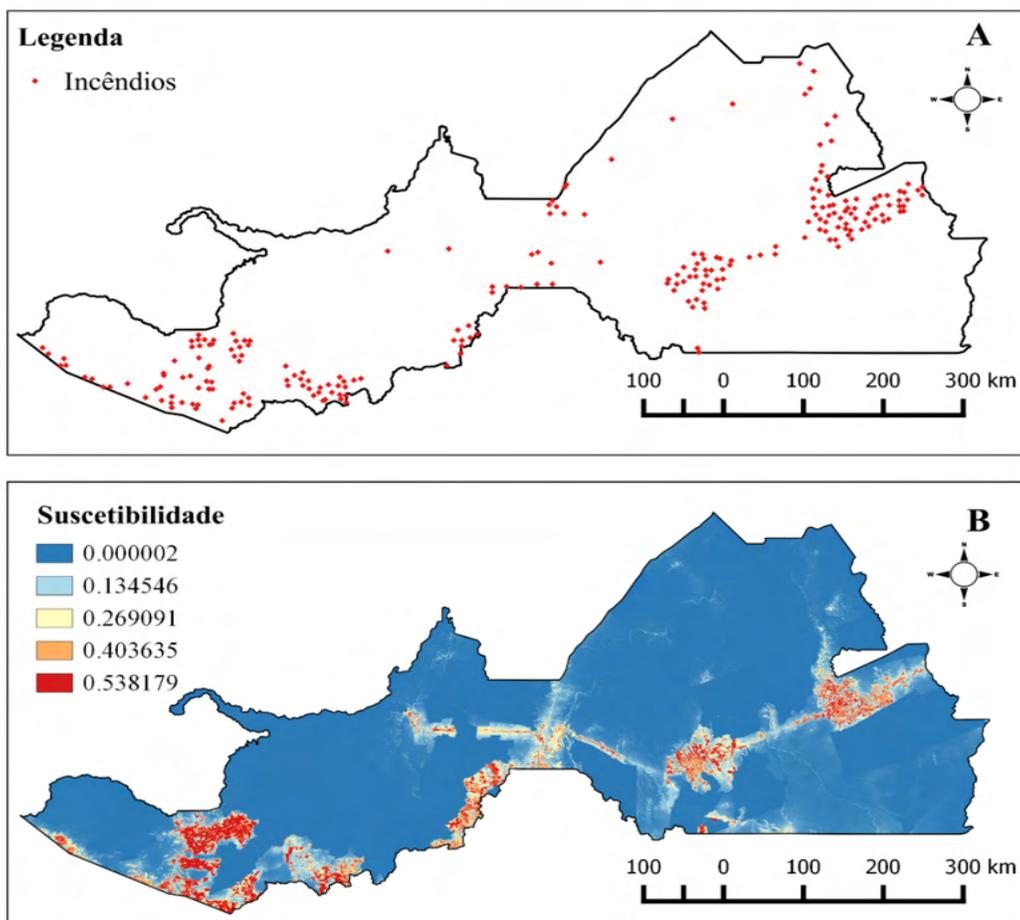



Figura 4. Ocorrências de incêndios em agosto de 2019 (A); distribuição da probabilidade de ocorrência de incêndios em agosto de 2019.

O limiar de corte mínimo obtido foi de 0,035. A partir da sua aplicação, cerca de 19,44% da área de estudo (57.695,78 km²) foi identificada como área suscetível. Neste limiar, verificou-se ainda que, das 229 células com ocorrências de incêndios, 215 coincidiram com pixels de área suscetível e 16 em área não-suscetível. Das 2223 células identificadas como pontos de ausência (sem ocorrência de incêndios significativos), 1943 localizaram-se em área não-suscetível e 280 em área suscetível. Estes resultados indicam uma sensibilidade de 0,931 e especificidade de 0,874. O limiar de corte de 0,05, por sua vez, indicou uma área suscetível equivalente a 17,51% da área de estudo (51.967,75 km²) e obteve sensibilidade de 0,9177 e especificidade de 0,891. Para os limiares de corte de 0,1 a 0,5, a área suscetível equivalente a 13,19% (41.213,5 km²), 8,29% (24.579,85 km²), 5,8% (17.197 km²), 4,25% (12.601,25 km²) e 2,64% (7.827,6 km²) da área de estudo; a

ausência de erro de omissão foi de 0,861, 0,675, 0,545, 0,433 e 0,294; e a ausência de erro de sobreprevisão foi de 0,929, 0,964, 0,977, 0,982 e 0,987; respectivamente (Figura 8).

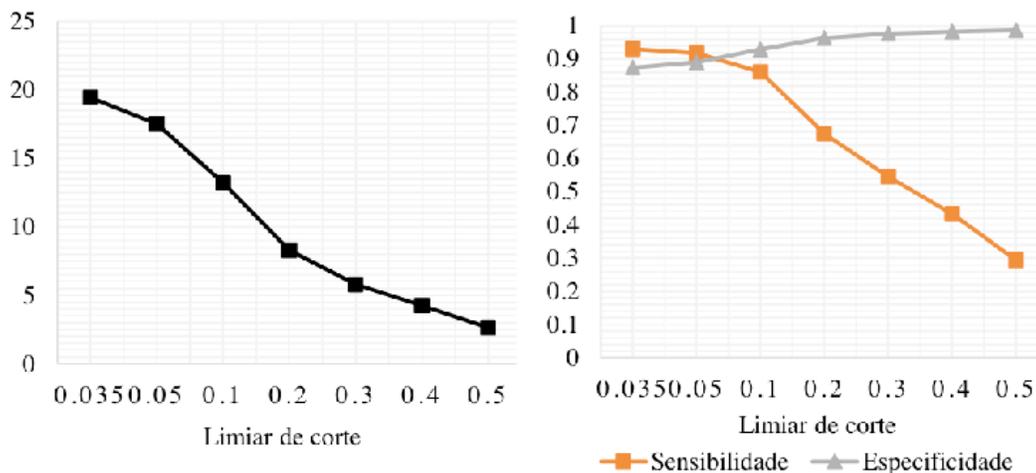



Figure 5. Percentual de área suscetível, sensibilidade e especificidade para os sete limiares de corte aplicados.

A distribuição espacial da área suscetível a partir dos limiares de corte aplicados pode ser observada na Figura 9.

Figura 6. Distribuição especial da área suscetível obtida a partir da aplicação dos limiares de corte mínimo (A), 0,05 (B), 0,1 (C), 0,2 (D), 0,3 (E), 0,4 (F) e 0,5 (G).

Os maiores percentuais de área suscetível para o limiar de corte mínimo entre os

municípios da região sul foram apresentados por Boca do Acre (29,5%), Humaitá (22,1%) e Canutama (21,1%), respectivamente. Para os limiares de 0,05 e 0,1 os maiores valores foram novamente de Boca do Acre (26,5% e 20%, respectivamente), seguido por Canutama (20,1% e 17,8%) e Lábrea (19,4% e 15,7%). No limar de 0,2, Canutama apresentou o maior valor percentual de área suscetível (14,3%), seguido por Boca do Acre (13,7%) e Lábrea (8,2%). Nos limiares subsequentes, os maiores percentuais foram novamente apresentados por Boca do Acre (10,7%, 8,1% e 5,6%, respectivamente), seguidos por Lábrea (8,2%, 6,9% e 5,4%) e Canutama (7,4%, 4,9% e 2,7%) (TABELA 4).

| | Área suscetível por limiar de corte (%) | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 0,035 | 0,05 | 0,1 | 0,2 | 0,3 | 0,4 | 0,5 |
| Apuí | 19,4 | 16,9 | 11,9 | 6,6 | 5,0 | 3,7 | 1,7 |
| Boca do Acre | 29,5 | 26,5 | 20,0 | 13,7 | 10,7 | 8,1 | 5,6 |
| Canutama | 21,1 | 20,1 | 17,8 | 14,3 | 7,4 | 4,9 | 2,7 |
| Humaitá | 22,1 | 19,0 | 11,6 | 5,6 | 2,6 | 1,4 | 0,5 |
| Lábrea | 20,6 | 19,4 | 15,7 | 10,3 | 8,2 | 6,9 | 5,4 |
| Manicoré | 12,1 | 10,7 | 7,8 | 4,0 | 3,0 | 2,3 | 1,1 |
| Novo Aripuanã | 17,6 | 15,5 | 10,3 | 5,3 | 2,8 | 1,8 | 1,1 |

Tabela 4. Percentual de área suscetível por limiar de corte por município da região sul do Amazonas.

### 3.3 Contribuição das variáveis ambientais

Distância de estradas (AUC = 0,8813) e NDVI (0,821) foram as variáveis que mais influenciaram no desempenho do modelo, seguidas por LST (AUC = 0,7811), DHA (AUC = 0,7427), altimetria (AUC = 0,7347), área desmatada (AUC = 0,7136), unidades de conservação (AUC = 0,6718) e terras indígenas (AUC = 0,5716), conforme ilustra a Figura 10.

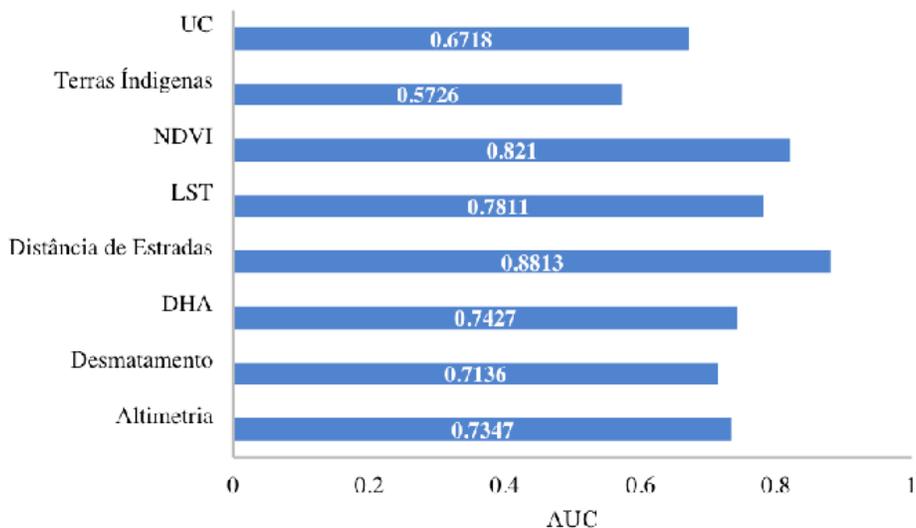



Figura 7. Resultados do teste jackknife para avaliação do efeito isolado de todas as variáveis na performance do modelo baseado na medida da Área Abaixo da Curva - AUC.

A distância de estradas apresentou relação inversa com probabilidade de incêndios, em especial nos primeiros 10 km, conforme mostra a Figura 11. O NDVI, por sua vez, apresentou expressiva relação negativa para valores acima de 0,8, aproximadamente. As curvas de resposta das variáveis LST, DHA e altimetria apresentaram comportamento semelhante, com os valores de saída mais elevados distantes dos mínimos e máximos das respectivas variáveis. Unidades de conservação e terras indígenas apresentaram relação negativa com a probabilidade de ocorrência de incêndios, enquanto a área desmatada apresentou relação positiva com esta.

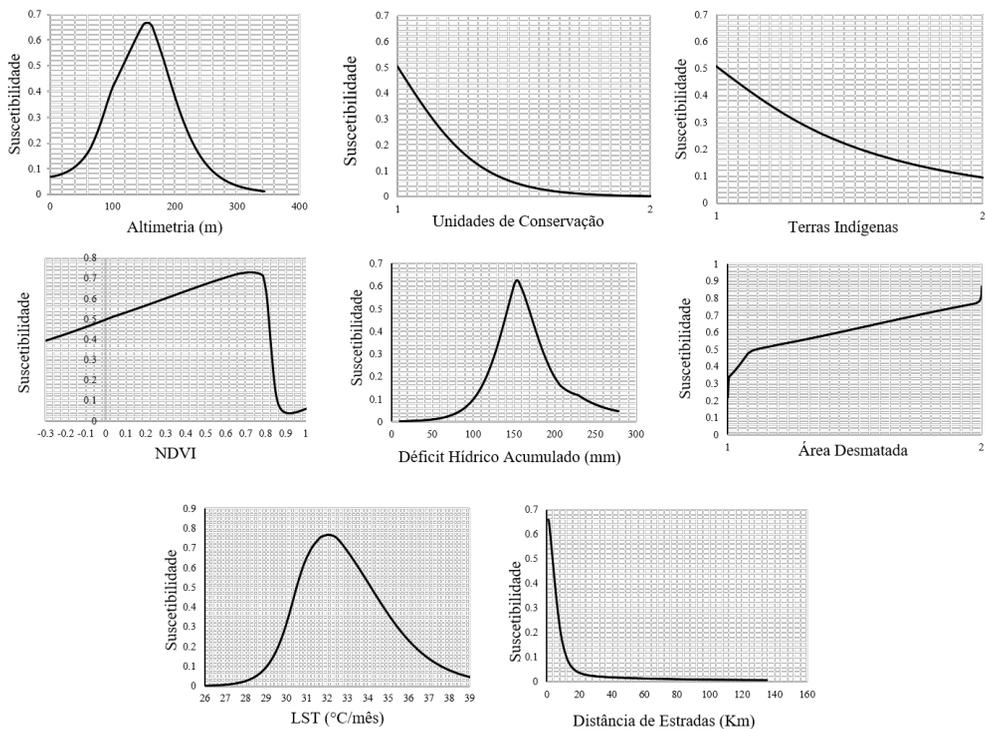



Figura 8. Curvas de resposta mostrando como cada variável ambiental afeta a suscetibilidade a incêndios prevista pelo modelo Maxent.

## 4 | DISCUSSÃO

A PCA mostrou-se efetiva para a remoção de variáveis redundantes, conforme já havia sido verificado em outros estudos (HOUNGYU et al., 2015; SABINO et al., 2014; FERNANDES et al., 2012). A correlação entre a área desmatada e a área de pastagem era esperada pois, na Amazônia Brasileira, a principal responsável pelo desmatamento é a pecuária (RIBEIRO et al., 2009). O déficit hídrico acumulado e a precipitação, por sua vez, mostraram-se correlacionados pois um foi calculado em função do outro, sendo natural que haja algum tipo de dependência entre as variáveis.

Os valores de AUC gerados pelo modelo, tanto para treinamento quanto para teste, indicaram um desempenho adequado aos padrões apresentados em estudos semelhantes, como os de FONSECA et al. (2016) (AUC de treinamento = 0,919  0,0004; AUC de teste: 0,901  0,001), IBARRA-MONTOYA e HUERTA-MARTÍNEZ (2015) (AUC de treinamento = 0,834), MASSADA et al., (2015) (AUC de teste = 0,716) e FONSECA et al. (2017) (AUC de treinamento = 0,837  0,008; AUC de teste = 0,807  0,012). Na Figura 8, verificou-se que os erros de omissão aumentaram significativamente nos limiares de corte mais elevados. Alguns destes erros podem ser resultado da ocorrência de incêndios em áreas de pouca

interferência antrópica, como unidades de conservação e terras indígenas, em virtude das atividades de subsistência de povos tradicionais. A utilização do fogo por povos indígenas em atividades de manejo agrícola, por exemplo, é relatada em diversos estudos (LEONEL, 2000; MELO e SAITO, 2011; MISTRY e BIZERRIL, 2011).

Erros de sobreprevisão, no entanto, reduziram significativamente nos limiares de corte mais elevados. Em alguns casos, a existência destes erros pode estar relacionada a limitações nas fontes de ignição, em sua maioria de origem antrópica, que fazem com que áreas adequadas para a ocorrência de incêndios venham a não queimar (CARAPIÁ, 2006; FONSECA, et al. 2016). Como os recursos humanos e financeiros do combate ao fogo são limitados, considera-se os erros de sobreprevisão mais graves que os de omissão, pois podem resultar em um direcionamento equivocado destes recursos. Portanto, para a definição de áreas prioritárias, a aplicação de limiares de corte mais elevados, como os de 0,3, 0,4 e 0,5, mostra-se mais adequada.

Os dois municípios que apresentaram os maiores percentuais de área suscetível nos três maiores limiares de corte utilizados têm como forte característica as atividades agropecuárias. O primeiro, Boca do Acre, possui o maior rebanho bovino do sul do estado do Amazonas, com mais de 350 mil cabeças, e área de pastagem de 2033,55 km² que equivale a 9% da área total do município (MAPBIOMAS, 2018; TAVARES e CORDEIRO, 2017). Além disso, o município possui uma área desmatada de 2619,2 km² (11,6% da área total), sendo 117,2 km² (0,52%) produto de desmatamento ocorrido no ano de 2018 (INPE, 2018). Em ambos os casos estes são os maiores valores percentuais entre os municípios da área de estudo. Lábrea, com a segunda maior área suscetível, também apresenta forte produção pecuária, em especial ao longo da BR 230, além de crescentes atividades de grilagem de terras, desmatamento e extração de madeira ilegal na sua porção sul e oeste (TAVARES e CORDEIRO, 2017). Não obstante, 4785,3 km² do município representam área desmatada, o que equivale a 6,9% da sua área total, sendo 325,9 km² (0,47% da área total) incrementados em 2018, e área de pastagem de 4180, 32 km² (6,0%), segundo maior índice da região nos três quesitos (MAPBIOMAS 2018, INPE, 2018).

A convergência das áreas suscetíveis com áreas de incremento de desmatamento e atividades de pecuária é importante pois, historicamente, estas atividades estão fortemente relacionadas com a ocorrência de queimadas (CARDOZO et al., 2014; SODRÉ et al., 2018; WHITE, 2018). Neste contexto, a alta suscetibilidade a incêndios verificada em Canutama não era esperada. O município, que possui o menor número de habitantes dentre os da região sul, é caracterizado por apresentar, na sede municipal e entorno, atividades de extrativismo de produtos florestais madeireiros e não madeireiros, pesca, agricultura familiar e de pequena escala (TAVARES e CORDEIRO, 2017). A área desmatada equivale a 1152.8 km² ou 3,81% da área total do município, sendo 44,8 km² (0.15%) produto do desmatamento de 2018 (INPE, 2018). A área de pastagem, por sua vez, limita-se a 90,83

km² ou 3% da área do município (MAPBIOMAS, 2018). Estes valores são menores, por exemplo, que os verificados para os municípios de Apuí e Manicoré.

Pode-se atribuir, portanto, os elevados percentuais de área suscetível em Canutama à presença de duas grandes rodovias no município: a BR-230 e a BR-319. Esta hipótese deve-se a significativa contribuição da distância de estradas no desempenho do modelo (Figura 6), podendo ser responsável, inclusive, por superestimar a probabilidade de ocorrência de incêndios no município.

Não obstante, os elevados valores de AUC resultantes do teste *jackknife* para a variável distância de estradas eram esperados, mas foram maiores que aqueles obtidos por Fonseca et al. (2017) e Madassa et al. (2013). Isto pode ser considerado um indicativo de que, para a região sul, a influência antrópica é a principal responsável pela ocorrência de incêndios.

A relação negativa da distância de estradas com a probabilidade de ocorrência de incêndios, em especial nos primeiros 10 km (Figura 11), também foi verificada em outros estudos (ALENCAR et al., 2004; SILVESTRINI et al., 2011). Para Fearnside et al. (2012), a disponibilidade e a qualidade das estradas estão relacionadas ao custo de transporte e, portanto, afetam diretamente as taxas de desmatamento. Não obstante, Silvestrini et al. (2011) verificaram que os focos de calor seguem de perto as principais estradas da Região Amazônica e atribuíram isto a uma forte associação do fogo com práticas de limpeza de floresta e manutenção de pastagens.

A significativa influência do NDVI na predição de incêndios foi verificada em alguns estudos recentes (GOLDARAG et al., 2016; RENARD et al., 2012), podendo ser atribuída a sua capacidade de distinguir determinados aspectos do uso e ocupação do solo, como corpos d'água, áreas de floresta densa e de vegetação rasteira (COUTINHO et al., 2016). Valores de NDVI acima de 0,8 indicam a presença de áreas de floresta em elevado estágio de desenvolvimento, com idade superior a 70 anos (MALLMANN et al., 2015). Portanto, a tendência é que estas áreas apresentem teores de umidade elevados e pouca ou nenhuma influência antrópica, o que justifica a relação inversa com a probabilidade de ocorrência de incêndios.

A significativa contribuição da temperatura de superfície na suscetibilidade de incêndios é corroborada por Bisquert et al. (2012), que obtiveram acurácia de 76% utilizando-a como única variável preditora de incêndios. Silva Júnior et al. (2018), por sua vez, afirmam que a distribuição espacial da LST geralmente têm picos máximos em áreas urbanas e mínimos em áreas de floresta e que os focos de incêndios, no entanto, ocorrem principalmente em áreas agrícolas, de pastagem ou de vegetação rasteira, as quais se encontram em intervalos de temperatura distintos dos dois extremos citados. Esta premissa vai de encontro ao comportamento da curva de resposta obtida para a variável, que apresenta menores valores de saída nos dois extremos.

O efeito do déficit hídrico acumulado na predição indica que fatores naturais também podem influenciar na ocorrência dos incêndios. Esta variável tem relação com o grau de umidade no sistema, o que viabiliza ou não a formação de material combustível seco (FERNANDES et al., 2011). Segundo Fonseca et al. (2016), dados de déficit hídrico acumulado de até três meses antes do mês simulado afetam significativamente o desempenho do modelo Maxent na predição de incêndios. Além disso, nos municípios da região sul, o déficit hídrico acumulado tende a ser intensificado e atenuado, respectivamente, em anos de ocorrência de El Niño e La Niña, em função de anomalias de precipitação decorrentes destes eventos (SOUZA et al., 2019a; SOUZA et al., 2019b).

A curva de resposta do déficit hídrico indicou que a relação positiva com a probabilidade de ocorrência de incêndios limitou-se a déficits de até 150 mm/mês, tornando-se negativa a partir deste valor. Este comportamento ocorre pois, apesar de a variável influenciar diretamente na quantidade de umidade do material combustível, a distribuição espacial dos incêndios depende da ocorrência de fontes de ignição, as quais são, em grande maioria, de origem antrópica (FERNANDES et al, 2011; FONSECA et al., 2016; FONSECA et al., 2017).

Este aspecto pode ser considerado também na interpretação da curva de resposta da altimetria, variável que não tem uma relação bem definida com a ocorrência de incêndios. No entanto, a baixa probabilidade de incêndios nas altitudes mais baixas corrobora com Silvestrini et al. (2011), que identificaram esta relação negativa para altitudes de até 70 m e atribuíram a este fato a existência de planícies alagadas e zonas úmidas.

As menores contribuições ao desempenho preditivo do modelo foram das variáveis de uso do solo inseridas em formato binário (terras indígenas, unidades de conservação e área desmatada, respectivamente), aspecto que pode ter dificultado a calibração do modelo e subestimado a importância destas variáveis. Em contrapartida, o comportamento das curvas de resposta foi semelhante ao verificado em outros estudos: relação positiva da probabilidade de incêndios com a área desmatada e relação negativa com as unidades de conservação e terras indígenas (ANDERSON et al., 2017; FONSECA et al., 2016; SILVESTRINI et al., 2011; WHITE, 2018).

## 5 | CONCLUSÃO

O modelo MaxEnt apresentou desempenho satisfatório e mostrou-se uma ferramenta potencialmente útil na prevenção e combate aos incêndios no sul do Amazonas. As variáveis que apresentaram maior contribuição para o modelo foram a Distâncias de Estradas, o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada e a Temperatura de Superfície. A utilização de dados de sensoriamento remoto permite a atualização periódica das variáveis preditoras, resultando em diferentes distribuições espaciais da suscetibilidade

aos incêndios ao longo do tempo. Sua aplicação possibilitaria avaliar a suscetibilidade ao fogo no entorno de áreas de floresta nativa, norteando a aplicação de ações preventivas, especialmente nos períodos mais secos do ano. O modelo pode ser utilizado ainda na avaliação de impactos decorrentes de aberturas de novas estradas e de supressão e recuperação de vegetação.

Em novos estudos, sugere-se a combinação do método MaxEnt com estimativas de taxas de desmatamento e diferentes cenários de potenciais mudanças climáticas a fim de modelar a dinâmica espaço-temporal da probabilidade de ocorrência de incêndios ao longo das próximas décadas.

## REFERÊNCIAS


ALENCAR, A.; ASNER, G. P.; KNAPP, D.; ZARIN, D. Temporal variability of forest fires in eastern Amazonia. Ecological Applications, v. 21, p. 2397-2412, 2011.

ALENCAR, A. A. C.; SOLÓRZANO, L. A.; NEPSTAD, D. C. Modeling forest understory fires in an Eastern Amazonian landscape. Ecological Applications, v. 14, p. 465-469, 2004.

ANDERSON, L. O.; YAMAMOTO, M.; CUNNINGHAM, C.; FONSECA, M. G.; FERNANDES, L. K.; PIMENTEL, A.; BROWN, F.; SILVA JUNIOR, C. H. L.; LOPES, E. S. S.; MOREIRA, D. S.; SALAZAR, N.; ANDERE, L.; ROSAN, T. M.; REIS, V.; ARAGÃO, L. E. O. C. Utilização de dados orbitais de focos de calor para caracterização de riscos de incêndios florestais e priorização de áreas para a tomada de decisão. Revista Brasileira de Cartografia, v. 69, p. 163-177, 2017.

ARAGÃO L, E. O. C.; MALHI, Y.; BARBIER, N.; LIMA, A.; SHIMABUKURO, Y.; ANDERSON, L.; et al. Interactions between rainfall, deforestation and fires during recent years in the Brazilian Amazonia. Philosophical Transactions of the Royal Society B, v. 363, p. 1779-1785, 2008.

ARAGÃO, L. E. O. C.; SHIMABUKURO, Y. E.; LIMA, A.; ANDERSON, L. O.; BARBIER, N.; SAATCHI, S. Utilização de produtos derivados de sensores orbitais para o estudo de queimadas na região da Amazônia. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14, 2009, Natal. Anais Eletrônicos. Natal: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2009. p. 25-30 2009 abril 25-30. Disponível em: <http://queimadas.cptec.inpe.br/~rqueimadas/material3os/2009_Aragao_etal_QueimadasAmazonia_XIVSBSR_DE3os.pdf.> Acesso em 18 de março de 2019.

ARAGÃO, L. E. O. C.; MALHI, Y.; ROMAN-CUESTA, R. M.; SAATCHI, S.; ANDERSON, L. O.; SHIMABUKURO, Y. E. Spatial patterns and fire response of recent Amazonian droughts. Geophysical Research Letters, v. 34, L07701, 2007.

ARPACI, A.; MALOWERSCHING, B.; SASS, O.; VACIK H. Using multi variate data mining techniques for estimating fire susceptibility of Tyrolean forest. Applied Geography, v. 53, p. 258-270, 2014.

BARBOSA, R. I.; FEARNSIDE, P. M. Fire frequency and area burned in the Roraima savannas of Brazilian Amazonia. Forest Ecological. Management, v. 204, p. 371-384, 2005.

BISQUERT, M.; CASELLES, E.; SÁNCHEZ, J. M.; CASELLES, V. Application of artificial neural network and logistic regression to the prediction of forest fire danger in Galicia using MODIS data. International Journal of Wildland Fire, v. 21, p. 1025-1029, 2012.

BORMA S, NOBRE C. Secas na Amazônia: causas e consequências. São Paulo: Oficina de Textos, 2013. 1 v.

BOX, G. E. P.; JENKINS, G. M. Time series analysis: forescasting and control. 1st ed. San Francisco: Holden-Day; 1970.

BRASIL. Decreto nº 2.661, de 8 de julho de 1998. Regulamenta o parágrafo único do art. 27, Brasília, DF, jul 1998.

BREIMAN L. Random forests. Machine Learning, v. 45, p. 5-32, 2001.

CABRAL, A. L. A.; MORAS FILHO, L. O.; BORGES, L. A. C. Uso do fogo na agricultura: legislação, impactos ambientais e realidade na Amazônia. Fórum Ambiental de Alta Paulista, v. 9, p. 159-172, 2013.

CARAPIÁ, V. R. Predição do índice de risco de incêndio e modelagem Computacional do comportamento do avanço da frente do Fogo no parque nacional da floresta da tijuca. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Rio de Janeiro: UFRJ. 2006.

CARDOZO F. S.; PEREIRA G; SHIMABUKURO Y. E.; MORAES E. C. Avaliação das áreas queimadas no Estado de Rondônia - Amazônia Brasileira. Revista Brasileira de Cartografia, v. 66, p. 705-716, 2014.

CARVALHO, E. V.; BATISTA, A. C.; COELHO, M. C. B.; NEVES, C. O. M.; DOS SANTOS, G. R.; GIONGO, M. Caracterização de áreas queimadas no Estado do Tocantins no ano de 2014. Floresta. V. 47, p. 269-278, 2017.

COHEN J. C. P.; BELTRÃO J. C.; GANDU A. W.; DA SILVA R. R. Influência do desmatamento sobre o ciclo hidrológico na Amazônia. Cience e Cultura, v. 59, p. 36-39, 2007.

COUTINHO, M. A. N.; FERNANDES, A. C. G.; SANTOS, V. G.; NASCIMENTO, C. R. Análise comparativa dos índices de vegetação NDVI, SAVI, RATIO e IAF para identificação de queimadas. Caderno Ciências Agrárias, v. 8, p. 70-81, 2016.

DALAPICOLLA, J. Tutorial de modelos de distribuição de espécies: guia prático usando o MaxEnt e o ArcGIS 10. Vitória: Universidade Federal do Espírito Santo, 2016. 1 v. Disponível em: <http://blog.ufes.br/lamab/tutoriais> Acesso em: 12 de maio de 2018.

ESPINOSA, M. M.; PRADO, S. M.; GHELLERE, M. Uso do modelo SARIMA na previsão do número de focos de calor para os meses de junho a outubro no Estado do Mato Grosso. Ciência e Natura, v. 32, p. 7-21, 2010.

FEARNSIDE, P. M.; LAURANCE, W. F.; COCBRANE, M. A.; BERGEN, S.; SAMPAIO, P. D.; BARBER, C.; D'ANGELO, S. O futuro da Amazônia: modelos para prever as consequências da infraestrutura futura nos planos plurianuais. Novos Cadernos, v. 15, p. 25-52, 2012.

FERNANDES, M. C.; COURA, P. H. F.; SOUSA, G. M.; AVELAR, A. S. Avaliação geoecológica de susceptibilidade à ocorrência de incêndios no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Floresta e Ambiente, v. 18, p. 299-309, 2011.

FERNANDES, V. O.; PITOMBO, C. S.; ALIXANDRINI JUNIOR, M. J.; SANTOS, D. V. C. Aplicação conjunta de técnicas de análise multivariada de dados e análise espacial exploratória para avaliação do desempenho do transporte público. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS GEODÉSICAS E TECNOLOGIA DA GEOINFORMAÇÃO, 4, 2012, Recife. Anais Eletrônicos. Recife: Departamento de Engenharia Cartográfica da Universidade Federal de Pernambuco, 2012, p. 001-009. Disponível em: < https://repositorio.ufba.br/ri/bitstream/ri/8401/1/ANPET%20FINAL%202010%20VFINALissima_1.pdf> Acesso em: 07 de fevereiro de 2020.

FLECK, L.; TAVARES, M. H. F.; EYNG, E.; HELMANN, A. C.; ANDRADE, M. A. M. Redes neurais artificias: princípios básicos. Revista Eletrônica Científica Inovação e Tecnologia, v. 1, p. 47-57, 2016.

FONSECA M. G.; ARAGÃO L. E. O. C.; LIMA A.; SHIMABUKURO Y. E.; ARAI E.; ANDERSON L. O. Modelling fire probability in the Brazilian Amazon using the maximum entropy method. International Journal of Wildland Fire, v. 25, p. 955-969, 2016.

FONSECA, M. G.; ANDERSON, L. O.; ARAI, E.; SHIMABUKURO, Y. E.; XAUD, H. A. M.; XAUD, M. R.; MADANI, N.; WAGNER, F. H.; ARAGÃO, L. E. O. C. Climatic and anthropogenic drivers of northen Amazon fires during the 2015-2016 El Niño event. Ecological Applications, v. 27, p. 2514-2527, 2017.

GIANNINI T. C.; SIQUEIRA M. F.; ACOSTA A. L.; BARRETO, F. C. C.; SARAIVA, A. M.; ALVES-DOS-SANTOS, I. Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. Rodriguésia, v. 63, p. 733-749, 2012.

GOLDARAG Y. J.; MOHAMMADZADEH A.; ARDAKANI A. S. Fire risk assessment using neural network and logistic regression. Journal of the Indian Society of Remote Sensing, v. 44, p. 885-894, 2016.

GONÇALVES, K. S.; CASTRO, H. A.; HACON, S. S. As queimadas na região amazônica e o adoecimento respiratório. Ciência e Saúde Coletiva, v. 17, p. 1523-1532, 2012.

HONGYU K.; SANDANIELO V. L. M.; OLIVEIRA JUNIOR, G. J. Análise de componentes principais: resumo teórico, aplicação e interpretação. Engineering and Science, v. 5, p. 83-90, 2015.

IBARRA-MONTOYA J. L.; HUERTA-MARTÍNEZ F. M. Modelado espacial de incêndios: uma herramienta predictiva para el Bosque La Primavera, Jalisco México. Ambiente & Água, v. 11, p. 35-49, 2016.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual técnico da vegetação brasileira. 2004. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/monografias/GEBIS%20-%20RJ/ManuaisdeGeociencias/Manual%20Tecnico%20da%20Vegetacao%20Brasileira%20n.1.pdf> Acesso em: 12 de abril de 2019.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Mapas regionais. 2014. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/mapas-regionais/15819-amazonia-legal.html> Acesso em: 31 de janeiro de 2019.

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Banco de dados geomorfométricos do Brasil – TOPODATA. Disponível em: <http://www.dsr.inpe.br/topodata/acesso.php> Acesso em: 28 de outubro de 2018.

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Portal do Monitoramento de Queimadas e Incêndios. 2016. Disponível em: <http://queimadas.dgi.inpe.br/queimadas/portal> Acesso em: 14 de fevereiro de 2019.

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. PRODES – Amazônia. 2018. Disponível em: < http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes>. Acesso em: 14 de agosto de 2019.

INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. PRODES – Amazônia. 2020. Disponível em: < http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes>. Acesso em: 10 de junho de 2020.

IPAAM – Instituto de Proteção Ambiental do Amazonas. Portaria IPAAM n° 127 de 17 de Agosto de 2010. Estabelece calendário de restrições para o uso do fogo. Manaus, AM, ago 2010.

JAYNES, E.T. Information theory and statistical mechanics. Physical Review, v. 106, p. 620–630, 1957.

LEONEL, M. O uso do fogo: o manejo indígena e a piromania da monocultura. Estudos Avançados, v. 14, p. 231-250, 2000.

LUCIARDO, R. O.; CUNHA, N. R. S.; JUNIOR, A. G. S. Identificação e proposição de métodos de valoração econômica dos efeitos das queimadas no estado de Mato Grosso. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL (SOBER), 42, 2004, Ribeirão Preto. Anais Eletrônicos. Ribeirão Preto: SOBER, 2004, p. 1-14. Disponível em: <http://queimadas.cptec.inpe.br/~rqueimadas/material3os/2004_Luciardo_QueimadasMT_XLIISOBER_DE3ospdf.pdf> Acesso em: 12 de dezembro de 2019.

MALLMAN, C. L.; PRADO, D. A.; PEREIRA FILHO, W. Índice de vegetação por diferença normalizada para caracterização da dinâmica florestal no parque estadual Quarta Colônia, estado do Rio Grande do Sul – Brasil. Revista Brasileira de Geografia Física, v. 8, p. 1454-1469, 2015.

MAPBIOMAS – Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil. Cobertura e Uso do Solo. 2018. Disponível em: <https://plataforma.mapbiomas.org/map#coverage> Acesso em 13 de maio de 2020.

MARCOS JÚNIOR, P.; SIQUEIRA, M. R. Como determinar a distribuição potencial de espécies sob uma abordagem conservacionista? Megadiversidade, v. 5, p. 66-76, 2009.

MARTINS, P. A. S. Normais climatológicas, balanço hídrico e classificação climática para a mesorregião sul do Amazonas. 2019. 87 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Federal do Amazonas, Humaitá, 2019.

MASSADA, A. B.; SYPHARD, A. D.; STEWART, S. I.; RADELOFF, V. C. Wildfire ignition-distribution modelling: a comparative study in the Huron-Manistee National Forest, Michigan, USA. International Journal of Wildland Fire, v. 22, p. 174-183, 2013.

MCCORMICK, R. J.; BRANDNER, T. A.; ALLEN, T. F. H. Toward a Theory of Meso-scale Wildfire Modeling - A Complex Systems Approach Using Artificial Neural Networks. In: NEUENSCHWANDERV, L. F.; RYAN, K. C.; GOLLBERG, G. E.; GREER, J. D. Proceedings from The Joint Fire Science Conference and Workshop. Moscow: University of Idaho and the International Association of Wildland Fire, 2000, p. 3-15.

MELO, M. M.; SAITO, C. H. Regime de queima das caçadas com uso do fogo realizadas pelos xavantes no cerrado. Biodiversidade Brasileira, v. 1, p. 97-109, 2011.

MISTRY, J.; BIZERRIL, J. Por que é importante entender as interrelações entre pessoas, fogo e áreas protegidas? Biodiversidade Brasileira, v. 1, n. 2, p. 40-49, 2011.

MORELLO, T. F.; RAMOS, R.; STEIL, L.; PARRY, L.; BARLOW, J.; MARKUSSON, N.; et al. Queimadas e incêndios na Amazônia Brasileira: por que as políticas públicas tem efeito limitado? Ambiente & Sociedade, v. 20, p. 19-37, 2017.

NEPSTAD, D., CARVALHO, G., BARROS, A.C., ALENCAR, A., CAPOBIANCO, J.P., BISHOP, J., MOUTINHO, P., LEFEBVRE, P., SILVA, L.S.,. Road paving, fire regime feedbacks, and the future of the Amazon forests. Forest Ecology and Management, v. 154, p. 1–13, 2001.

NOGUEIRA, C. B. C.; OSOEGAWA, D. K.; ALMEIDA, R. L. de. Políticas desenvolvimentistas na Amazônia: análise do desmatamento nos últimos dez anos (2009-2018). Revista Culturas Jurídicas, v. 6, p. 145-169, 2019.

NWCG - National Wildfire Coordinating Group. Glossary A-Z. 2019. Disponível em: <https://www.nwcg.gov/glossary/a-z#letter_w>. Acesso em: 03 de janeiro de 2019.

OLIVEIRA S.; FRIDERIKE O.; SAN-MIGUEL-AYANS J.; CAMIA A, PEREIRA J. M. C. Modeling spatial patterns of fire occurrence in Mediterranean Europe using Multiple Regression and Random Forest. Forest Ecology and Managenment, v. 275, p. 117-129, 2012.

PEDREIRA JUNIOR, A. L.; QUERINO, C. A. S.; QUERINO, J. K. A. S; SANTOS, L. O. F.; MOURA, A. R. M.; MACHADO, N. G.; BIUDES, M. S. Variabilidade horária e intensidade sazonal da precipitação no município de Humaitá – Am. Revista Brasileira de Climatologia, v. 22, p. 463-475, 2018.

PHILLIPS S. J.; ANDERSON R. P.; DUDÍK, M.; SCHAPIRE, R. E.; BLAIR, M. E. Opening the black box: an open-source release of Maxent. Ecography, v. 40, p. 887-893, 2017.

PHILLIPS S. J.; ANDERSON R. P.; SCHAPIRE R. E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. Ecological Modelling, v. 190, p. 231-259, 2006.

PIROMAL, R. A. S.; RIVERA-LOMBARDI, R. J.; SHIMABUKURO, Y. E.; FORMAGGIO, A. R.; KRUG, T. Utilização de dados MODIS para detecção de queimadas na Amazônia. Acta Amazônica, v. 38, p. 77-84, 2008.

RENARD, Q.; PÉLISSIER, R.; RAMESH, B. R.; KODANDAPANI, N. Environmental susceptibility model for predicting forest fire occurrence in the Western Ghats of India. International Journal of Wildland Fire, v. 21, 368–379, 2012.

RIBEIRO, S.; ALMEIDA, O.; ÁVILA, S.; OLIVEIRA, W. Pecuária e desmatamento: uma análise das principais causas diretas do desmatamento na Amazônia. Nova Economia, v. 19, p. 41-66, 2009.

RODRIGUES, E. S. DA C.; RODRIGUES, F. A.; ROCHA, R. L. A.; CORREA, P. L. P. An Adaptive Maximum Entropy Approach for Modeling of Species Distribution. In: WORKSHOP DE TECNOLOGIA ADAPTATIVA, 4, 2010, Sao Paulo. Anais Eletrônicos. São Paulo: Universidade de São Paulo, 2010, p. 108-117. Disponível em: <www.pcs.usp.br/~lta/artigos/memorias-wta2010.pdf>. Acesso em: 15 de novembro de 2018.

SABINO, C. V. S.; LAGE, L. V.; ALMEIDA, K. C. B. Uso de métodos estatísticos robustos na análise ambiental. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 19, p. 87-94, 2014.

SANTOS, T. O.; ANDRADE FILHO, V. S.; ROCHA, V. M.; MENEZES, J. S. Os impactos do desmatamento e queimadas de origem antrópica sobre o clima da Amazônia Brasileira: um estudo de revisão. Revista Geografia Acadêmica, v. 11, p. 157-181, 2017.

SILVA, G. F. N.; TAVARES JÚNIOR, S. S.; EVANGELISTA, R. A. O.; OLIVEIRA JÚNIOR, M. C. M. Integração digital e análise espacial aplicadas ao estudo da suscetibilidade a incêndios florestais em Apiaú e Ribeiro Campos – Roraima. Floresta, v. 38, p. 683-697, 2008.

SILVA JÚNIOR, L. A. S.; DELGADO, R. C.; WANDERLEY, H. S. Estimativa da temperatura de superfície por sensoriamento remoto para a região da Amazônia Ocidental Brasileira. Revista Brasileira de Geografia Física, v. 11, p. 237-250, 2018.

SILVÉRIO D.; SILVA, S.; ALENCAR, A.; MOUTINHO, P. Amazônia em chamas: nota técnica n° 1. Brasília: Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia, 2019. Disponível em: <https://ipam.org.br/wp-content/uploads/2019/08/NotaTe%CC%81cnica_AmazoniaemChamas-pt.pdf.>. Acesso em: 3 de março de 2020

SILVESTRINI, R. A.; SOARES-FILHO, B. S.; NEPSTAD, D.; COE, M.; RODRIGUES, H.; ASSUNÇÃO, R. Simulating fire regimes in the Amazon in response to climate change and deforestation. Ecological Applications, v. 21, p. 1573–1590, 2011.

SODRÉ G. R. C.; DE SOUZA E. B.; DE OLIVEIRA J. V.; MORAES B. C. Cálculo de risco e detecção de queimadas: uma análise na Amazônia Oriental. Revista Brasileira de Ciências Ambientais, v. 49, p. 1-14, 2018.

SOUZA, S. A. S.; QUERINO, C. A. S. Q.; QUERINO, J. K. A. S.; MARTINS, P. A. S.; SILVA, P. C. S. Efeito do El Niño na precipitação em Boca do Acre e Lábrea, Mesorregião Sul do Amazonas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE AGROMETEOROLOGIA, 21, 2019, Catalão. Anais Eletrônicos. Catalão: Sociedade Brasileira de Agrometeorologia, 2019. p. 1-12a. Disponível em: <https://cbagro2019.com.br/files/anais_cbagro_completo_final.pdf > Acesso em: 06 de fevereiro de 2020.

SOUZA, S. A. S.; QUERINO, C. A. S.; QUERINO, J. K. A. S.; MARTINS, P. A. S. M.; NASCIMENTO, I. R. N. Impactos do La Niña, categoria forte, na precipitação do município de Apuí – AM. In: FÓRUM LATINO-AMERICANO DE ENGENHARIA E SUSTENTABILIDADE, 17, 2019, João Pessoa. Anais Eletrônicos. João Pessoa: Universidade Federal da Paraíba – UFPB, 2019. p. 1-9b. Disponível em: <even3.blob.core.windows.net> Acesso em: 18 de fevereiro de 2020.

TAVARES, L.; CORDEIRO, L. Perfil socio econômico e ambiental do sul do estado do Amazonas: subsídios para Análise da Paisagem. Brasília: WWF-Brasil, 2017. 1 v.

TORRES, F. T. P.; ROQUE, M. P. B.; LIMA, G. S.; MARTINS, S. B.; FARIA, A. L. L. Mapeamento de risco de incêndios florestais utilizando técnicas de geoprocessamento. Floram, v. 24, p. 1-10, 2017.

VASCONCELOS S. S.; FEARNSIDE, P. M.; GRAÇA, P. M. L. A.; NOGUEIRA, E. M.; OLIVEIRA, L. C.; FIGUEIREDO, E. O. Forest fires in southwestern Brazilian Amazonia: Estimates of área and potential carbon emissions. Forest Ecology and Management, v. 291, 199–208, 2013.

VASCONCELOS S. S.; FEARNSIDE, P. M.; GRAÇA, P. M. L. A.; SILVA, P. R. T.; DIAS, D. V. Suscetibilidade da vegetação ao fogo no sul do Amazonas sob condições meteorológicas atípicas durante a seca de 2005. Revista Brasileira de Meteorologia, v.30, p. 134-144, 2015.

VIGANÓ, H. H. G.; SOUZA, C. C.; CRISTALDO, M. F.; NETO, J. F. R.; JESUS, L. Incêndios no Pantanal de Corumbá, MS: modelagem e previsão a partir de técnicas de análise multivariada. Ambiente & Água, v. 13, p. 1-13, 2018.

WHITE B. L. A. Spatiotemporal variation in fire occurrence in the state of Amazonas, Brazil, between 2003 and 2016. Acta Amazônica, v. 48, p. 358-367, 2018.

# CAPÍTULO 6

# CARACTERIZAÇÃO E CLASSIFICAÇÃO DE SOLOS EM UMA LITOSSEQUÊNCIA ARENITO-GNAISSE EM MANICORÉ – AM

*Data de aceite: 10/03/2022*

*Data de submissão: 03/03/2022*

**Julimar da Silva Fonseca**
Mestre em Ciências Ambientais – Universidade Federal do Amazonas
Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente - Universidade Federal do Amazonas
Humaitá – Amazonas
http://lattes.cnpq.br/0057423446433221

**Milton César Costa Campos**
Doutor em Ciência do Solo – Universidade Federal da Paraíba
mcesarsolos@gmail.com

**Bruno Campos Mantovanelli**
Universidade Federal de Santa Maria
Santa Maria – Rio Grande do Sul
https://orcid.org/0000-0003-4291-1729

**Laércio Santos Silva**
Universidade Estadual Paulista
Jaboticabal – São Paulo
https://orcid.org/0000-0002-0805-1318

**Alan Ferreira Leite De Lima**
Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente - Universidade Federal do Amazonas
Humaitá – Amazonas
https://*orcid*.org/0000-0001-7959-8778

**Elilson Gomes de Brito Filho**
Graduando em Agronomia - Universidade Federal da Paraíba
bfsambiente@gmail.com

**José Maurício da Cunha**
Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente - Universidade Federal do Amazonas
Humaitá – Amazonas
http://lattes.cnpq.br/3425545536495518

**Emily Lira Simões**
Universidade Federal de Viçosa
Viçosa – Minas Gerais
http://lattes.cnpq.br/0014643511799549

**RESUMO:** Os solos de Manicoré em sua maioria são caracterizados como ácido e de baixa fertilidade natural, em razão do seu elevado grau de evolução pedogenética, reflexo da ação intensa do intemperismo físico e químico sobre o material de origem, pois este representa um fator preponderante na formação dos solos. Assim, objetivo deste trabalho foi caracterizar e classificar 5 perfis de solos ao longo de uma litossequência arenito-gnaisses em Manicoré, AM. Á área de estudo localiza-se no km 150 na rodovia do Estanho que se liga à BR 230 – Transamazônica no município de Manicoré – Amazonas. Nesses locais foram abertas trincheiras e os perfis foram caracterizados morfologicamente e coletados por horizonte. Além disso, foram coletadas amostras laterais aos perfis representativos das diversas unidades identificadas em profundidade coincidente com a posição de ocorrência dos horizontes diagnósticos superficiais e subsuperficiais. Foram realizadas análises físicas e químicas. Os perfis foram descritos morfologicamente e classificados de

acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Os perfis foram os seguintes: perfil 1- Cambissolo Háplicos Ta distrófico - CXvd, perfil 2 - Neossolo Regolíticos distrófico léptico - RRd, perfil 3 - Neossolo Quartzarênicos hidromórficos espodossólico - RQg., perfil 4: Plintossolos Háplicos Alítico léptico - Fxal desenvolvidos a partir de arenito da formação palmeiral e perfil 5 - Argissolo acinzentado distrófico Abrúpticos - PACd, desenvolvido a partir de gnaisses da formação Complexo Nova Monte Verde. De modo geral, os solos apresentaram um padrão característico de cada classe, destacando-se a marcante influência do material de origem nas suas formações. As analises granulométricas evidenciou valores muito próximos para todos os perfis predominando altos teores de areia e silte. E quanto aos atributos químicos também houve muita semelhança apresentando-se solos com elevada acidez, saturação por alumínio acima de (>50%), pequenas quantidades de cátions como cálcio, magnésio e potássio consequentemente baixos teores de saturação por bases (<50%) lhe conferindo o caráter distrófico, característica que ocorre em todos os perfis estudados, sendo caracterizados como solo álico muito pobre em nutrientes. Logo do ponto de vista morfológico, as características dos solos são influenciadas pela posição em que o solo se desenvolve na paisagem, do ponto de vista químico, os solos possuem características do material de origem.
**PALAVRAS-CHAVE:** taxonomia dos solos; atributos físicos; atributos químicos, litossequência.

## INTRODUÇÃO

A maior parte dos biomas tropicais do mundo encontra-se ameaçados devido ao avanço das atividades econômicas sobre os recursos naturais. Tais atividades, além de destruir a cobertura vegetal natural da paisagem, provocam modificações muitas vezes irreversíveis, na dinâmica do solo e, consequentemente, da água (BARBOSA, 2016).

No contexto das grandes problemáticas ambientais em nível mundial, uma das questões recorrentes corresponde à intensificação das frentes pioneiras de colonização em regiões tropicais, face à velocidade e à intensidade com que vêm sendo implementadas nas áreas consideradas mais críticas. No âmbito da Amazônia, tais alterações ambientais na paisagem têm promovido nas últimas décadas a fragmentação de ecossistemas e a consequente perda dos serviços ambientais associados aos mesmos (LAURENCE et al., 2011; VIEIRA et al., 2008).

Sob esta ótica, como um dos estudos diagnósticos para compor as análises demandadas por programas de planejamento ambiental, o mapeamento de solos constitui-se de extrema relevância na busca para compatibilizar os recursos naturais com as exigências da produção agropecuária (SILVA et al., 2013). Tal afirmativa está calcada no fato que, antes da utilização dos solos, há necessidade de conhecer as propriedades físico-químicas dos mesmos, de forma que se estabeleçam sistemas de manejo com a utilização de tecnologias adequadas à estas realidades, de modo a promover a sustentabilidade

deste importante recurso natural (VALENTE et al., 2015).

Por outro lado, vários fatores interferem nas características dos solos, tais como, material de origem, clima e relevo que assumem papel determinante na expressão da vegetação, pois esses três elementos apresentam uma relação de interdependência, de maneira complexa e difícil de distinguir em determinadas paisagens (BOCKHEIM et al., 2003; CAMPOS et al., 2012; SANTOS et al., 2012).

A litossequência está inserida a Sudoeste do Cráton Amazônico, que está subdividido atualmente em Província Rondônia-Juruena e Província Sunsas (CPRM, 2010), a geologia é formada por arenitos da Formação Palmeiral depositados em ambiente continental sob-regime fluvial (DELLA JUSTINA, 2009) e por gnaisses do Complexo Nova Monte Verde que é constituído por ortognaisses tonalíticos a graníticos, migmatitos e rochas supracrustais representadas por granada-biotita gnaisses, sillimanita gnaisses, rochas calci-silicáticas e anfibolitos (MADRUCCI et al, 2003).

Estudos sobre solos em topossequência são de fundamental importância para o entendimento dessa relação solo-paisagem (AVILA, 2009; MEIRELES et al., 2012), pois essa relação permite associar atributos topográficos e tipos de solos, tornando-se úteis na predição de ocorrência dos tipos de solos nas paisagens e auxiliando no estudo detalhado dos solos (CAMPOS, 2012). Apesar da importância do tema, em ambiente amazônico, poucos são os trabalhos que destacam essas relações, pois as informações sobre a distribuição e o comportamento dos solos na região baseiam-se principalmente, em levantamentos generalizados (CAMPOS, 2009).

As relações entre solos, relevo e vegetação caracterizam-se por serem interdependentes. Se as condições de drenagem e a variação dos solos interferem nas formações vegetais, por outro lado, as condições de relevo influenciam em várias propriedades dos solos, como estrutura, porosidade, densidade do solo e teor de nutrientes. (CAMPOS et al., 2012).

A avaliação dos atributos físicos e químicos sob diferentes sistemas de manejo do solo é importante para caracterizar o ambiente edáfico em relação ao crescimento radicular (FERNANDES et al., 2007, MARCHÃO et al., 2007; WEDDING et al., 2012). A densidade do solo, a porosidade total, o carbono orgânico total do solo e suas frações granulométricas e húmicas, são atributos frequentemente utilizados para mensurar os efeitos dos diferentes sistemas de uso do solo sobre a estrutura do solo e outros atributos edáficos (LOSS et al., 2010, 2011; WEDDING et al., 2012).

Na análise simultânea de muitas informações, a estatística multivariada torna-se a melhor ferramenta, possibilitando obter informações e interpretações que poderiam não ser perceptíveis com o uso da análise estatística univariada (FREITAS et al., 2014). Nesse sentido, o uso de técnicas estatísticas facilita a interpretação do comportamento dos

atributos do solo, para melhor tomada de decisão na prática de manejo (SILVA et al., 2015). Com essas técnicas de análise multivariada, é possível explicar o máximo de intercorrelação entre as variáveis e descobrir quais delas contribuem mais para a caracterização e, ou, alteração do solo (PRAGANA et al., 2012).

Diante do exposto, o objetivo do presente estudo foi caracterizar e classificar solos em uma litossequência arenito-gnaisse em Manicoré, AM e contribuir para o maior conhecimento das características morfológicas, física e químicas dos solos da região de Manicoré e com isso contribuir na tomada de decisão sobre diversas ações mitigatórias relacionadas a este recurso, subsidiando gestores ambientais na adoção de medidas mais eficazes na destinação de áreas prioritárias para conservação.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Caracterização do Meio Físico

A litossequência estudada localiza-se na mesorregião Sul do Amazonas mais precisamente no município de Manicoré, sul do Estado do Amazonas, no km 150 na Rodovia do Estanho no km 14, essa rodovia liga-se á BR 230 transamazônica (Figura 1), cuja geologia é composta pela as litologias descritas na Tabela 1.

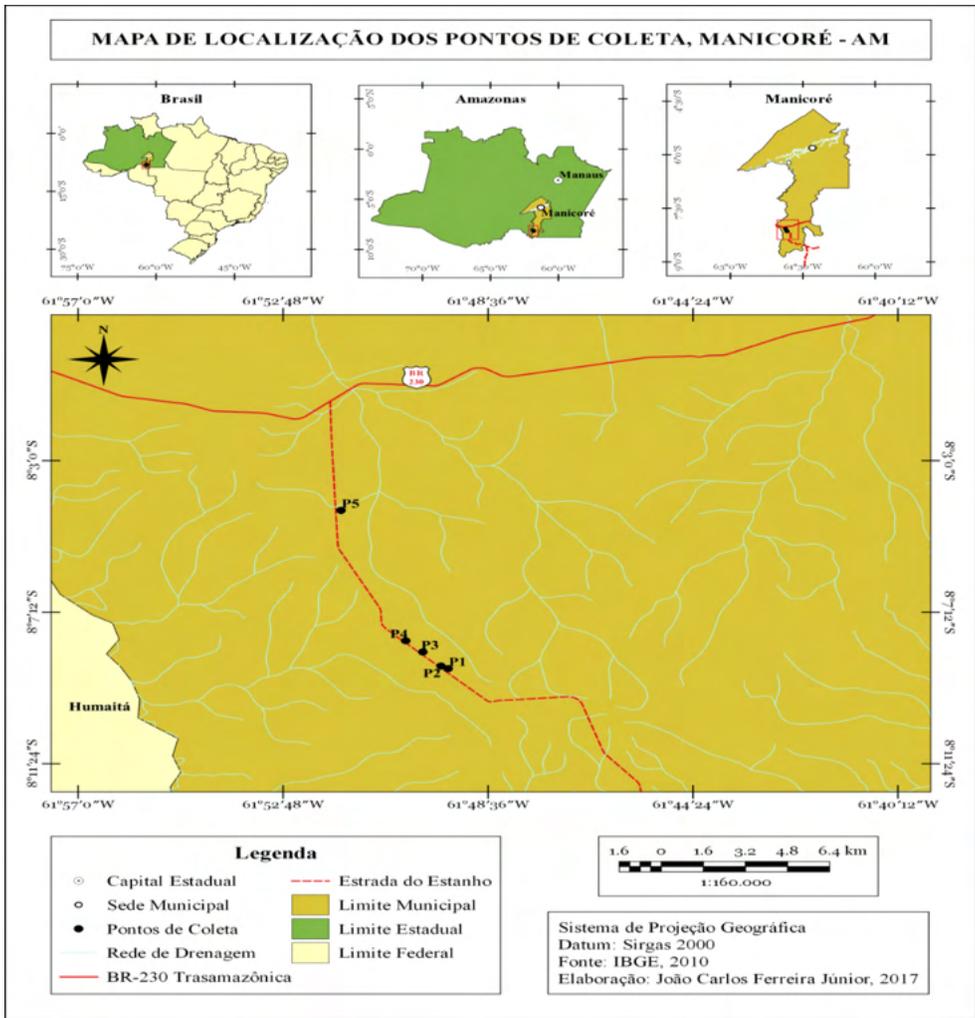



Figura 1. Mapa de Localização da área de estudo no município de Manicoré, Amazonas.

Fonte: (IBGE, 2010).

A área de estudo está inserida no Cráton Amazônico, segundo o modelo das Províncias Estruturais do Brasil proposto por Almeida et al. (1976), nos limites da província Amazonas com a província Rondônia – Juruena (Figura 2).

De acordo com Brasil (1975), esta litossequência situa-se no grupo climático A (Clima úmido tropical, sem estação fria e com temperatura superior a 18°C), tipo climático Am (chuvas do tipo monção); apresentando um período seco de pequena duração, com chuvas inferiores a 60 mm nos meses secos.

A precipitação pluvial anual total apresenta uma ampla variação de 1.750 a 2.750 mm, com período chuvoso iniciando em outubro e prolongando-se até junho. As temperaturas

médias anuais do ar variam entre 25 e 26ºC e a umidade relativa média do ar varia entre 80 e 85% (BRASIL, 1975).

A configuração do relevo é marcada pela presença de platôs nas partes mais elevadas, que exibem superfícies topográficas planas, sendo a zona de borda marcada por colinas e cristas alinhadas, enquanto que as áreas mais baixas constituem uma superfície pediplanada, localmente interrompida por colinas de topo plano (CPRM, 2001).

Os perfis 1, 2, 3 e 4 estão inseridos na formação geológica Palmeiral, que é constituída essencialmente de ortoconglomerados, quartzoarenitos e arenitos arcosianos descrito por Bahia (1997). Sua morfologia caracteriza-se por um relevo arrasado, com pequenas elevações alinhadas segundo a estruturação regional, e suas melhores exposições situam se nas imediações do Complexo Nova Monte Verde (CPRM, 2004).

O perfil 5 (P5), está inserido na formação geológica Complexo Nova Monte Verde que foi descrito por Ribeiro & Villas Boas (2005) como composto por gnaisses e migmatitos de composição tonalítica a monzogranítica, com termos sienograníticos subordinados e com encraves de anfibolitos, migmatitos e dioritos. Ocorrem gnaisses ortoderivados de coloração cinza, granulação média, com bandamento composicional (MARQUES, 2015).

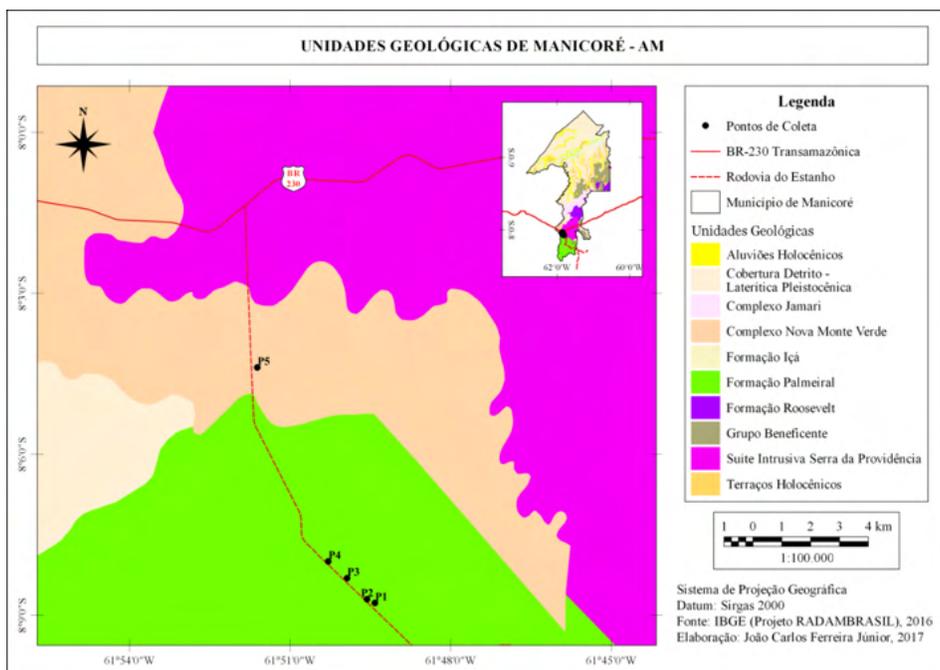



Figura 2. Geologia da área de estudo do Município de Manicoré, Amazonas.

Fonte: (IBGE, 2016).

## TRABALHO DE CAMPO

Na litossequência identificada foi estabelecido um caminhamento de 9.253 metros, seguindo o "espigão" da vertente no sentido do caimento mais suave do declive, partindo-se do topo até a área de sopé de deposição à margem da Rodovia do Estanho. Com base na vegetação, no relevo (declividade do terreno) e na formação geológica que se apresentava, a litossequência foi subdividida em cinco (5) segmentos de vertente conforme Erro: Origem da referência não encontrada e Figura 3.

Foi aberta uma trincheira em cada unidade de vertente para caracterização morfológica dos solos e coleta de amostras deformadas para realização das análises física, química. Além disso, amostras com estrutura preservada para a determinação da densidade do solo foram coletadas de cada horizonte descrito.

Foram coletadas 20 amostras laterais aos perfis representativos das cinco (5) trincheiras, totalizando 100 amostras de solo da litossequência. O critério de escolha das profundidades foi à coincidência com os horizontes diagnósticos superficiais e subsuperficiais. A identificação dos horizontes e a descrição morfológica dos solos foram realizadas conforme Santos et al. (2013), com coleta de amostras por horizontes dos solos onde foram classificados segundo critérios estabelecidos pelo SiBCS (Sistema Brasileiro de Classificação de solo) (EMBRAPA, 2013). Para os solos da formação geológica Palmeiral, as amostras foram coletadas nos quatro perfis estabelecidos, conforme a seguinte descrição: Perfil 1 (P1): topo: A - 0,0-0,16 e AB - 0,16-0,30 m; Perfil 2 (P2): terço superior: A - 0,0-0,12 e ACr - 0,10-0,20 m; Perfil 3 (P3) : Terço inferior: A - 0,0-0,7 e C1 - 0,15-0,33 m; Perfil 4 (P4): sopé de transporte: A - 0,0-0,18 e AB - 0,18-0,33 m e na formação geológica Complexo Nova Campo Verde o ultimo Perfil 5 (P5):  sopé de transporte: A - 0,0-0,18 e AB - 0,18-0,32 m.

| Perfil | Segmento da vertente | SIBCS | Coordenadas | | Material de Origem | Uso atual da Terra |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | Latitude | Longitude | | |
| 1 | Topo | Cambissolo Háplico | 08º08'46,0"S | 61º 49'25,1" W | Arenito | Cerrado/ denso |
| 2 | Terço superior | Neossolo Regolitico | 08º08' 41,8"S | 61º 49'33,9 W | Arenito | Cerrado/ denso |
| 3 | Terço inferior | Neossolo Quartzarênicos | 08º08' 18,3"S | 61º 49'56,3" W | Arenito | Cerrado/ baixo |
| 4 | Sopé de transporte | Plintossolos Háplicos | 08º07' 59,6"S | 61º 50'17,4" W | Arenito | Cerrado/ alto |
| 5 | Sopé de deposição | Argissolos Acinzentados | 08º07' 59,6"S | 61º 50'17,4" W | Gnaisse | Floresta Primária (densa) |

Tabela 1. Perfis, segmento de vertente, coordenadas geográficas, material de origem e cobertura vegetal na litossequência na região de Manicoré, AM.

(DATUM: South american ´69).

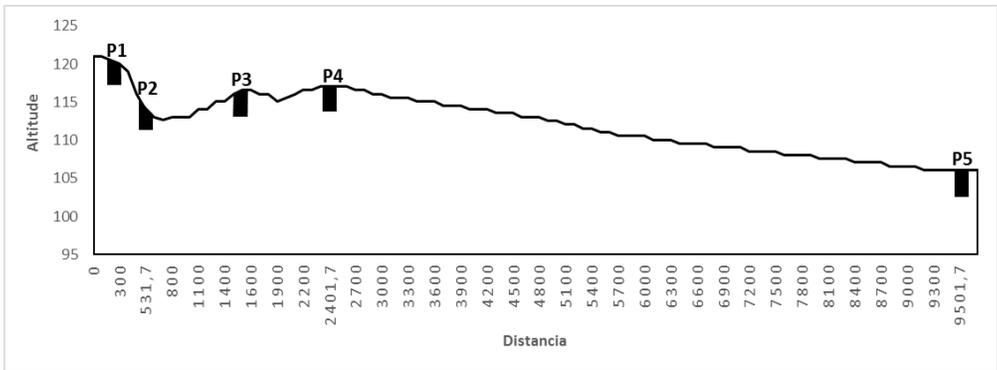



Figura 3. Perfil esquemático da topografia do terreno e posição das trincheiras na litossequência na região de Manicoré, AM.

Após a secagem no galpão, as amostras deformadas foram destorroadas, passadas em peneiras com malha de 2 mm para obtenção da terra fina seca ao ar (TFSA). As frações maiores que 2 mm retidas em peneira foram quantificadas via pesagem. A massa das frações maiores que 2 mm foram utilizados para o cálculo do percentual em relação a massa total da amostra.

A partir dos atributos morfológicos e dos dados de análises físicas e químicas, os perfis de solo foram classificados segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) (EMBRAPA, 2013).

## ANÁLISES LABORATORIAIS

As análises laboratoriais químicas e físicas foram realizadas dos 5 perfis e das amostras laterais aos perfis representativos, sendo que o critério de escolha das profundidades foi de acordo com a coincidência dos horizontes diagnósticos superficiais e subsuperficiais. Essas análises foram realizadas no laboratório de Solo e Nutrição de Plantas do Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente da Universidade Federal do Amazonas. Todas as análises foram realizadas em duplicata no laboratório e os resultados diferiram entre si em menos de 10%.

## ANÁLISES FÍSICAS

As frações maiores que 2 mm (calhaus 200-20 e cascalho 2-20 mm) presente nas amostras de solos foram quantificados por pesagem, estabelecendo a razão massa de calhau e cascalho /massa da amostra.

A análise granulométrica dos perfis foram realizadas pelo método da pipeta, utilizando uma solução de NaOH 0,1 mol $L^{-1}$ como dispersante químico e agitação mecânica

em aparato de baixa rotação por 16 horas usando um agitador do tipo Wagner, seguindo metodologia proposta pela Embrapa (2011). A fração argila foi separada por sedimentação, as areias grossa e fina por tamisação e o silte calculado por diferença.

Foram coletadas amostras com estrutura preservada do solo nos horizontes de cada perfil utilizando anéis volumétricos, no laboratório, as amostras foram preparadas retirando-se o excesso de solo das suas extremidades, em seguida saturadas por meio da elevação gradual de uma lâmina de água numa bandeja de alumínio, até atingir cerca de 2/3 da altura das amostras. A porosidade total foi obtida pela diferença entre a massa do solo saturado e a massa do solo seco em estufa a 105ºC durante 24 horas. A densidade do solo foi determinada a partir de amostras indeformadas utilizando-se anéis volumétricos coletados nos horizontes, obtida pela razão da massa do solo seco em estufa a 105° C e o volume do anel e a densidade da partícula foi determinada pelo método do balão volumétrico, conforme metodologia da Embrapa (2011).

## ANÁLISES QUÍMICAS

O pH dos perfis e amostras laterais foram determinados potenciometricamente utilizando-se relação 1:2,5 solo solução de água e KCl. A acidez potencial (H+Al) foi extraída com solução tamponada a pH 7,0, de acetato de cálcio 0,5 mol $L^{-1}$e determinado volumetricamente com solução de NaOH 0,025 mol $L^{-1}$. Cálcio, magnésio, e potássio trocáveis e fósforo P disponível foram extraídos utilizando-se o método da resina trocadora de íons (RAIJ et al., 2001). Com base nos resultados das análises químicas, foram calculados os valores de somas de bases (SB), capacidade de troca catiônica (CTC), saturação por bases (V%) e percentagem de saturação por alumínio (m%). Todas as análises químicas citadas acima foram determinadas conforme Embrapa (2011). O carbono orgânico foi determinado pelo método de oxidação por via úmida, com aquecimento externo (YEOMANS & BREMNER, 1988). Para a estimativa do estoque de carbono (EC) do solo foi utilizada a fórmula proposta por Veldkamp (1994).

Os óxidos de ferro pedogênicos referentes a forma cristalina (Fed) foram extraídos com solução de ditionito-citrato-bicarbonato de sódio (DCB), conforme Mehra e Jackson (1960), os óxidos de ferro pedogênicos relativos as formas de baixa cristalinidade (Feo) foram extraídos com solução de oxalato de amônio a 0,2 mol $L^{-1}$ a pH 3,0 no escuro (SCHWERTMANN,1964). Os teores de óxidos de ferro solubilizados foram determinados por absorbância no espectrofotômetro a 518 nm.

A partir dos atributos morfológicos, físicos, químicos, mineralógicos, os solos foram classificados segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos – SiBCS (EMBRAPA, 2013).

## ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS

Inicialmente o conjunto de dados dos diversos ambientes (segmentos de vertentes) foi submetido às premissas da análise de variância (normalidade, homocedase e aditividade) utilizando-se o programa estatístico Statitica 7.0 (Statitica, 2005).

Após esta etapa foram realizadas análises de variância univariada (ANAVA) e os resultados foram comparados pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

## ANÁLISE ESTATÍSTICA MULTIVARIADAS

Neste trabalho empregou-se a técnica de análise estatística multivariada para obtenção de maior quantidade de informações, as quais são difíceis de serem visualizadas e entendidas por métodos univariados (LARK, 2005).

Foram coletadas amostras laterais aos perfis em profundidades definidas de acordo com a presença dos horizontes diagnósticos superficiais e subsuperficiais, com o objetivo de avaliar a ação conjunta dos atributos físicos e químicos, na discriminação dos ambientes estudados, foram efetuadas análises estatísticas multivariadas de agrupamentos e de componente principais, sendo utilizado o programa estatístico Statitica 7.0 (Statitica, 2005).

## ANÁLISE DE AGRUPAMENTO

A estratégia de agrupamento utilizada foi à ligação simples (single linkage), que possibilitará a obtenção de agrupamentos sequenciais, aglomerativos, hierárquica e não superpostos expressando os resultados através de gráficos de esquemas hierárquicos ou dendogramas. O coeficiente de semelhança utilizado para a análise de agrupamentos (possibilitando a elaboração dos dendogramas) foi à distância de ligação média entre os ambientes estudados.

## ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (PCA)

A análise PCA foi utilizada com o intuito de sumarizar os valores obtidos dos atributos físicos e químicos dos diversos ambientes. Assim, a maior parte da variância dos dados foi atribuída ao 1º e 2º componente principal (PC), porém o critério utilizado na escolha dos componentes principais a serem interpretados foi o percentual da variância explicada.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Atributos Morfológicos

Os dados dos atributos morfológicos são apresentados na tabela 2. O perfil 1 está localizado no topo da litossequência, e o mesmo apresenta sequência de horizontes A, AB, Bi, BCr e R, com horizonte A moderado e possui profundidade efetiva de 0,78 cm.

O Perfil 01, localizado em ambiente de cerrado denso de arbustos muito próximos uns aos outros, porém com seu sistema radicular pouco desenvolvido por estar em cima do material de origem. (Figura 4) apresenta cores variando de bruno acinzentado muito escuro (10 YR 3/2) a bruno escuro (10 YR 4/3) em seus horizontes superficiais, A e AB, respectivamente, estabelecendo assim uma nítida diferenciação para os horizontes Bi que apresentam cores variando de bruno amarelo escuro (10 YR 4/6), e mudando para bruno amarelado (10 YR 5/6) a bruno muito claro acinzentado (10 YR 7/4) no horizonte BCr e presença de sapróficos e cascalhos com drenagem moderada e erosão laminar ligeira, ligeiramente pedregoso e rochoso com relevo suave ondulado a plano e ao redor é todo formado por arenito. O grau de desenvolvimento varia entre fraca, pequena, média a granular com consistência de friável, muito macia a dura e não plástica e não pegajosa (Tabela 2).

As cores mais escuras presente nos horizontes superficiais são em decorrência dos maiores teores de matéria orgânica deste perfil (conforme pode ser observado na Tabela 4), corroborando assim com Santos et al. (2012), onde os autores trabalhando com caracterização de solos em uma topossequência sob terraços aluviais na região do médio rio Madeira (AM) atribuíram os baixos valores e cromas dos horizontes superficiais aos maiores teores de matéria orgânica.

| Horizonte | Profundidade (cm) | Cor (úmida) | [1]Mosqueado | Textura | [2]Estrutura | [3]Consistência (seca, úmido e molhado) | [4]Transição |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | Perfil 1 – Topo – Cerrado baixo/denso | | | |
| A | 0- 16 | 10 YR 3/2 | - | franco-arenosa | fr. peq.e gran. | mfri., nplás. npeg. | cla. e pla. |
| AB | 16-30 | 10 YR 3/2 | - | franco-arenosa | mod a méd. e bl. Ang. e sub. | mac.fri., lig .plás., lig.peg. | cla. e pla. |
| Bi | 30-55 | 10 YR 4/6 | - | franco-arenosa | fr méd. e bl.ang.,e blo., sub. | dr., fir., lig.plás., lig.peg. | dif. e pla. |
| BCr | 55-78+ | 10 YR 4/4 | - | franco-arenosa | fr.peq a méd.,gran. | dr., fir., lig.plás. lig.peg. | dif. e pla. |
| | | | | Perfil 2 – Terço Superior - Cerrado baixo/denso | | | |
| A | 0-12 | 10 YR 3/2 | - | franco-arenosa | Fr.peq.,e gran. | mac.,n.plás. n.peg. | cla. e pla. |
| ACr | 12-35 | 10 YR 4/6 | - | franco-arenosa | Fr,peq.e bl. ang. a bl. sub. | ligdr., fri.,lig plás.,lig. peg. | cla. e pla. |
| Cr/Bi | 35-62 | 10 YR 6/6 | - | franco-arenosa | fr. peq. e bl.ang a bl. sub. | mdr., fir., mplás. mpeg. | gra. e ond. |
| | | | | Perfil 3 – Terço inferior – Cerrado baixo | | | |
| A | 0-15 | 10 YR 3/2 | - | arenoso | fr.peq. méd. gran. | fri., mac., nplás. npeg. | cla. e pla. |
| $C_1$ | 15-33 | 10 YR 7/2 | - | arenoso | fr. gr. bl. ang. bl. sub. | mfri., mac., nplás. npeg. | dif. e pla. |
| $C_2$ | 33-50 | 10 YR 7/3 | - | areia franca | mod. méd. a gr. bl. ang. sub. | mfri., dr.,n.plás. npeg. | dif. e pla. |
| $C_3$ | 50-75 | 10 YR 7/3 | - | areia franca | mod. méd. a gr. bl. ang.sub. | mfri., lig.dr.,n.plás. npeg. | dif. e pla. |
| Cr | 75-105$^+$ | 10 YR 67/4 | - | areia franca | mod. méd. a gr. bl. ang.sub. | mfri., lig.dr.,n.plás. npeg. | dif e ond |
| | | | | Perfil 4 – Sopé de transporte – Cerrado Alto | | | |
| A | 0-18 | 10 YR 2/1 | - | franco-arenosa | mod. méd.gr a gran. | mfri.,lig.dr nplás. npeg. | cla. e pla. |
| AB | 18-33 | 10 YR 3/2 | - | franco-arenosa | fr. méd. a gr. bl. ang. bl.sub. | mfri., lig. Dr. nplás. npeg. | cla. e pla. |
| BAf | 33-48 | 10 YR 4/6 | - | franca | Fr.mod.peq.méd. bl. ang. sub | Fr.dr. lig. plás. lig. peg. | dif. e pla. |
| Bf | 48-70 | 10 YR 5/6 | 2,5 YR 3/6 po. peq. dif. | franca | fo. gr.bl ang. bl. Sub.. | fir.lig.dr.,lig. plás. Lig. peg. | dif. e pla. |
| BCr | 70-110$^+$ | 10 YR 6/4 | 2,5 YR 5/8 po. peq. dif. | franca | fo. méd. gr. Bl. Ang. bl. sub. | fri.,dr. plás. Lig. peg. | dif. e ond |
| | | | | Perfil 5 – Sopé de deposição – Floresta | | | |
| A1 | 0-18 | 10 YR 5/6 | - | franco-arenosa | grs. Fr.peq. a gran. | mfri.,dr. nplás. npeg. | dif. e pla. |
| A2 | 18-32 | 10 YR 5/6 | - | franco-arenosa | mod.méd. a gr. bl.ang.,sub. | mfri.,mdr. nplás.n peg. | dif. e pla. |

| | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| AB | 32-49 | 10 YR 5/6 | - | franco-arenosa | fo. méd. a gr. bl. ang. bl sub. | mfri., ext.dr.l.plás. e l.peg. | gra. e pla. |
| $Bt_1$ | 49-74 | 10 YR 6/8 | - | argila | fo. méd. a gr. bl. ang. e gran. | fri., ext. dr. plás. e peg. | dif e pla. |
| $Bt_2$ | 74-110 | 10 YR 6/4 | -. | argila | fo.gr a mgr. bl ang. e sub | mfri.,mdr., mplas. e mpeg | dif e ond. |
| Btf | 110–125+ | 10 YR 6/8 | -. | argila | fo.gr a mgr. bl ang. e sub | mfri.,mdr., mplas. e mpeg | dif e ond. |

**Tabela 2.** Atributos morfológicos dos solos em uma litossequência arenito-gnaisse na região de Manicoré, AM.

[1] po.: pouco; co.: comum; ab.: abundante; peq.: pequeno; méd.: médio; gr.: grande; dif.:difuso; pro.: proeminente.

[2] mac.: maciça; fr.: fraca, mod.: moderada; fo.:forte; peq.: pequena, med.: média: gr.: grande; mgr.: muito grande; gran.: granular; bl. ang.: blocos angulares; bl. sub.: blocos subangulares.

[3] lig.dr.: ligeiramente dura; dr.: duro; mdr.: muito dura; ext.dr.: extremamente dura; mfri.: muito friável; fri.: friável; fir.: firme; mfir.: muito firme; nplas.: nao plástico; lig.plas.: ligeiramente plástico; plas.: plástico; mplas.: muito plástico; npeg.: nao pegajoso; lig.peg.: ligeiramente; pegajoso; peg.: pegajoso; mpeg.:muito pegajoso.

[4] cla.: clara; pla.: plana; gra.:gradual; ond.: ondulada; dif.: difusa; abr.:abrupta.

Este solo apresentou cores mais escuras nos horizontes superficiais (A e AB) (Figura 4), influenciadas pelos teores de matéria orgânica, diminuindo com o aumento da profundidade, onde dominam cores amareladas, com matiz 10 YR para todos os horizontes (Tabela 2).

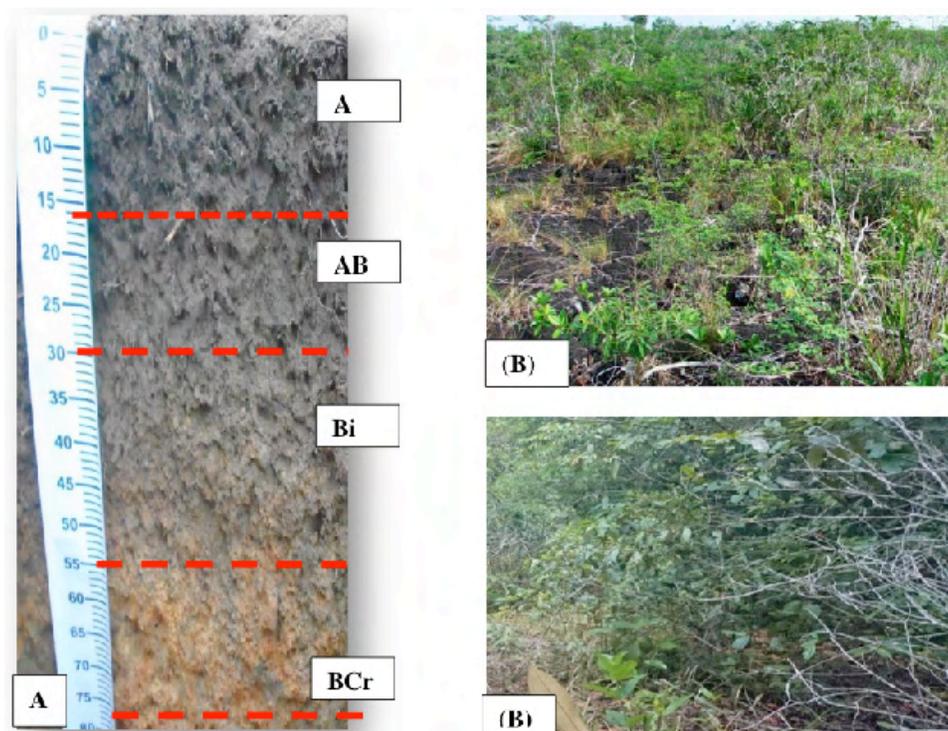



Figura 4. Perfil 1 - Na área de Cerrado da formação Palmeiral e o material de origem Arenito, localizada no topo da litossequência.

Perfil 1 - (A) perfil do solo; (B) Vegetação de Cerrado Alto/denso.

O perfil do solo quando chegou à profundidade de 0,55 cm começou a encharcar, indicando que este perfil foi perfurado sob material de origem e que esse encharcamento é devido a rocha endurecida, pois dificulta a passagem da água para as camadas mais profunda do solo. As condições de drenagem impedida desfavorecem a decomposição da matéria orgânica, contribuindo para o escurecimento dos horizontes superficiais (PEREIRA, 2013).

O perfil 2 está localizado no terço superior da litossequência (Figura 5), exibindo perfil de coloração bruno-acinzentado escuro (10 YR 3/2) a amarelo-brunado (10 YR 6/6), praticamente o mesmo material do perfil 1, apresentando profundidade ainda menor 0,62 cm. Este perfil caracteriza-se por ser formado de textura arenosa fina a grossa com

horizonte A moderado e presença de cascalho no horizonte ACr. Com ocorrência manchas avermelhadas no horizonte Cr/Bi (Figura 5), variando em quantidade, tamanho, contraste de cores das manchas em relação ao fundo de pouco a abundante, pequeno a grande, difuso a proeminente, mas ainda assim não chega a ser um mosqueado.

O perfil 2 apresenta pouco teores de calhaus e cascalhos e elevada relação de areia grossa/areia fina, além do baixo teor de argila, com classe textural areno-argiloso nos horizontes A e C. Esta granulometria é condizente com o pequeno grau de alteração em relação ao material de origem. Este perfil é pouco evoluído, sendo constituído por um material mineral pouco alterado e não apresenta horizonte B diagnostico (Figura 5). A pedoforma ondulada do terreno em que o perfil está localizado favorece a redução da taxa de infiltração de água no solo, culminando em solos menos desenvolvidos.

Os Perfis 1 e 2 como estão localizados na parte mais alta da paisagem não favorecem o desenvolvimento do solum espesso. Portanto, não se expressam os processos pedogenéticos e os horizontes A e C são resultantes das condições pedoambientais atuais da litossequência que são fortemente influenciadas pelo o arenito conforme (Tabela 2) e (Figuras 4 e 5).

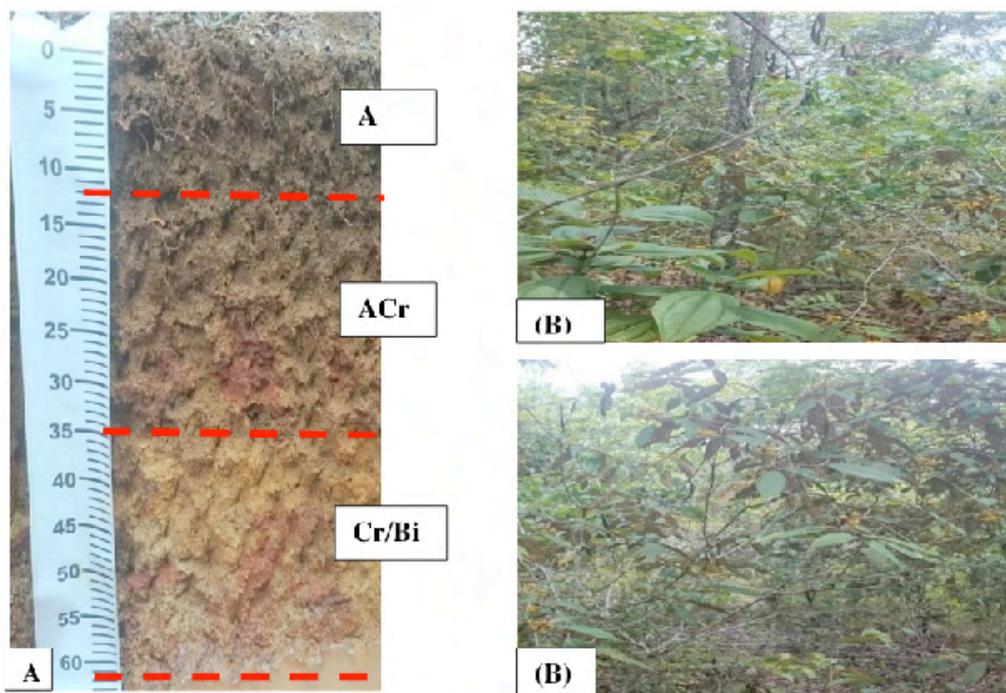



Figura 5. Perfil 2 - Na área de Cerrado da formação Palmeiral e o material de origem Arenito, localizada no Terço Superior da litossequência.

Perfil 2 - (A) perfil do solo; (B) Vegetação de Cerrado baixo/denso.

Localizado em área de cerrado baixo no terço inferior da litossequência (Figura 6), o perfil 3, exibiu cores esbranquiçada na maioria dos horizontes diagnósticos, diferentemente do P1 e P2, com coloração variando entre bruno-acinzentado muito escuro (10 YR 3/2) à amarelo-brunado (10 YR 6/6). Apresentando coloração bruno-acinzentado muito escuro (10 YR 3/2) no horizonte A e nos horizontes C1, C2, C3 e Cr apresentando coloração Cinzento-claro (10 YR 7/2) a Bruno muito claro-acinzentado (10 YR 7/4), com uma linha de seixo rolado na altura de 50 cm (Tabela 2), evidenciando a natureza alóctone do material depositado acima.

A cor do solo também esta relacionada com a sua granulometria e outros componentes do perfil, sendo que solos ricos em quartzo e pobres em matéria orgânica e óxidos de ferro apresentam cores claras e esbranquiçadas (AZEVEDO & DALMOLIN, 2004). As cores variegadas, encontradas nos horizontes C1, C2, C3 e Cr do perfil 3 ( P3) está relacionada a presença de materiais em diferentes estágios de alteração, comuns em horizontes pouco desenvolvidos.

Este perfil no período chuvoso fica parcialmente alagado, mesmo passando por esse processo oxidação e redução o perfil do solo não apresentou mosqueado. Essas inundações periódicas possivelmente interferem na formação e estabilização dos agregados, já que os agentes cimentantes e ligantes (sílica coloidal, sesquióxidos de Fe e Al e matéria orgânica) são constantemente removidos pela ação da agua (LIMA et al. 2005). A formação dos solos, nestes ambientes, se dá em condições alagadiças, onde os processos pedogenéticos atuantes, acúmulo de matéria orgânica e hidromorfismo, garantem aos solos cores neutras, variando em tons de cinza (BARBOSA, 2016).

De acordo com Silva et al., (2001) a drenagem dos solos, condicionada pela posição topográfica tem forte relação com o tipo de estrutura, pois solos moderadamente a bem drenados tendem a apresentar estrutura granular ou em blocos angulares e subangulares (Tabela 2), enquanto que solos mal a imperfeita drenados, tendem a exibir estrutura padrão em prismas poligonais. Em todo o percurso da topossequência a área de coleta do perfil 3, foi a única que apresentou uma vegetação de gramínea rasteira e um subarbusto da espécie de *Paepalanthus*, família Eriocaulaceae, que possui caule reduzido com aproximadamente 1 metro de altura e folhas distribuídas ao longo do caule conforme (Figura 6 (b)).

Na litossequência os perfis 3, 4 e 5 localizados em relevo plano apresentaram maior profundidade no perfil ultrapassando 100cm enquanto que os perfis 1 e 2 por estar localizado na parte mais alta do terreno apresentarem uma profundidade de perfil abaixo de 0,80cm conforme tabela 2. Em trabalhos realizados por Campos et al. (2012a), mencionam que as condições do relevo influenciam em vários atributos do solo, tendo em vista que a declividade cria um padrão complexo de transporte de água e solutos, atuando, sobretudo, no desenvolvimento do perfil do solo. Para Marques Júnior (1995) e Souza (2004), a água é o elemento principal dos processos que determinam a variabilidade dos atributos do

solo, agindo tanto por fluxos verticais como horizontais, superficiais ou subsuperficiais, condicionado pela posição deste no relevo, ainda que a declividade seja de pequena expressão.

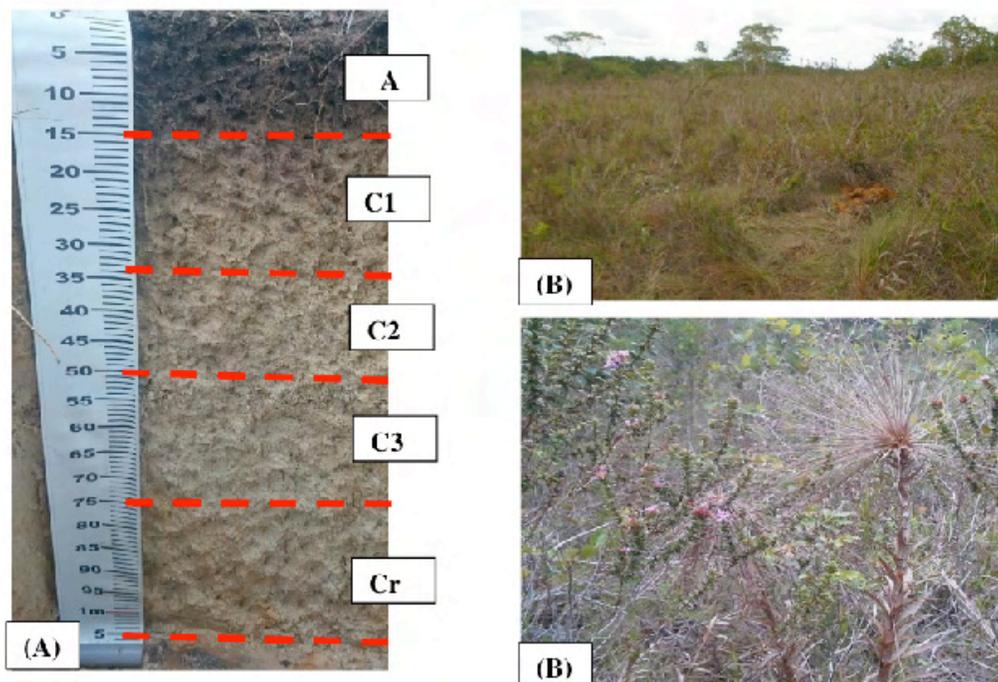



Figura 6. Perfil 3 - Na área de Cerrado da formação Palmeiral e o material de origem Arenito, localizada no Terço Inferior da litossequência.

Perfil 3 - (A) perfil do solo; (B) Vegetação de Cerrado baixo.

O perfil 4 está localizado no sopé de transporte da topossequência (Figura 6), exibindo perfil de coloração bruno-acinzentado escuro (10 YR 3/2) a amarelo-brunado (10 YR 6/6), praticamente o mesmo material do perfil 1, apresentando profundidade de 110 cm. Este perfil possui textura areia fina e horizonte A moderado de coloração escuro devido à alta quantidade de material orgânico e presença de cascalho e petroplintita a partir do horizonte AB.

A fração grosseira (>2mm) aumenta do horizonte A em direção à rocha no perfil 4, assim como nos perfis 1 e 2. Exceto no perfil 5, há uma tendência de aumento da proporção de argila com a profundidade. O perfil 3 apresentou fração granulométrica arenosa a franco - arenosa.

A formação da Plintita nesse perfil deve-se as condições de menor umidade do solo, após vários ciclos de umedecimento e secagem, com isso a Plintita tende a um maior endurecimento, transformando-se em Petroplintita. Portanto, a ocorrência desta forma de

plintita indica que sua formação ocorreu em clima inicialmente mais úmido que passa por uma fase de aridez na outra metade do ano, onde se pode observar na vegetação local a marca da água, indicando que aquele local permaneceu um período do ano alagado.

A quantidade de cascalho aumentou conforme aumenta a profundidade na trincheira (Figura 7). Com ocorrência manchas avermelhadas no horizonte Cr/Bi (Figura 5), variando em quantidade, tamanho, contraste de cores das manchas em relação ao fundo de pouco a abundante, pequeno a grande, difuso a proeminente, mas ainda assim não chega a ser um mosqueado.

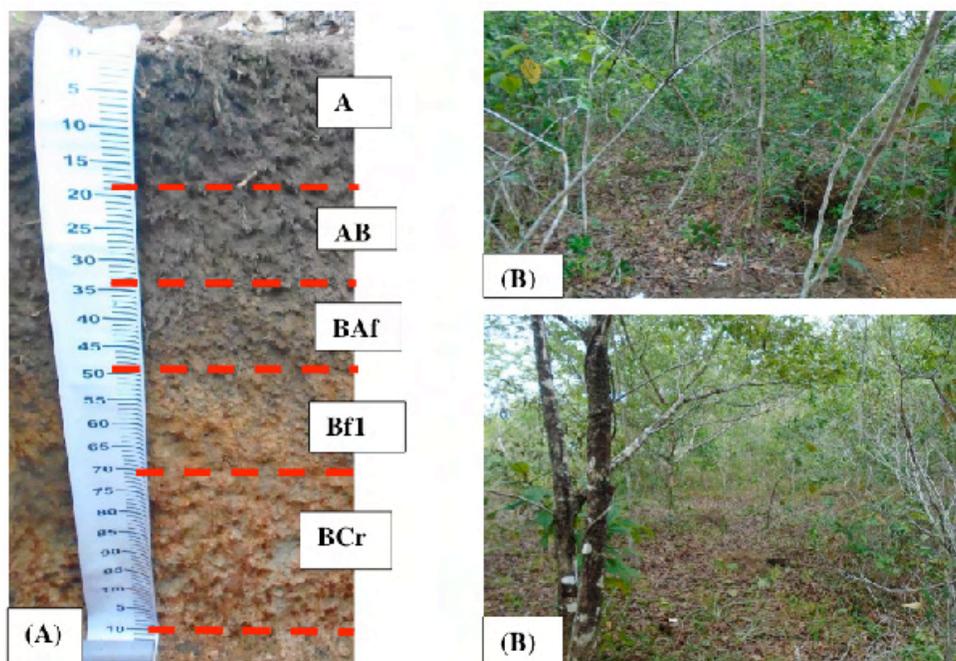



Figura 7. Perfil 4 - Na área de Cerrado da formação Palmeiral e o material de origem Arenito, localizada no Terço Superior da litossequência.

Perfil 4 - (A) perfil do solo; (B) Vegetação de Cerrado alto.

Neste perfil foi observada a presença de horizonte Plíntico, em decorrência da oscilação do lençol freático em algum período, favorecido pela topografia do terreno. Em relação à cor verificaram-se presença de cores acinzentadas nos horizontes superficiais (A e AB), cores bruno-amarelo escuro e bruno amarelo-claro em profundidade (Figura 7). Esse padrão também foi verificado por Schiavo et al. (2010) em perfil localizado em área plana em solos desenvolvidos de arenitos da formação Aquidauana (MS), onde esses autores atribuíram as cores cinzento muito escuro ao predomínio das condições de oscilações do lençol freático observadas na área.

A partir de 70 cm ocorrem mosquedos (incluindo Plintita) abundantes de cor vermelha, caracterizando o caráter Plíntico, que corresponde aos horizontes BAf-BCr (Tabela 2). Segundo a Embrapa (2013), esses mosqueados vermelhos podem ser formados pela segregação do ferro e formação de Plintita. A ocorrência de mosqueados, variegados, comuns, médios e difuso inicia-se a partir do horizonte Bf e BCr com cores alternando entre vermelho escuro (2,5 YR 3/6) e vermelho (2,5 YR 5/8). A formação desses mosqueados deve- se ao alagamento do solo em algum período do ano, assim intensificando o processo de redução do ferro e transporte ao longo do perfil conforme Guimarães et al., (2013).

O ultimo perfil da litossequência está localizado em área de Floresta (Figura 8), o perfil 5, exibiu cores amareladas na maioria dos horizontes diagnósticos, diferentemente dos perfis 1 e 2, que apresentaram coloração predominante entre bruno-acinzentado muito escuro (10 YR 3/2) à amarelo-brunado (10 YR 6/6).

Apresentou estrutura de grãos simples, fraco pequeno e granular, com consistência muito friável, dura, não plástica e não pegajosa nos horizontes superficiais e estruturas forte, grandes a muito grande e blocos angulares a subangulares apresentando consistência muito friável, muito dura, muito plástica e muito pegajosa nos horizontes subsuperficiais (Tabela 2). Com presença de cascalho e petroplintita nos Horizontes AB-$Bt_1$-$Bt_2$.

Nos horizontes $A_1$-$A_2$-AB a coloração predominante é bruno amarelado (10 YR 5/6) com textura arenosa e nos horizontes $Bt_1$-$Bt_2$-Btf com coloração amarelo-brunado (10 YR 6/8) á bruno-amarelado-claro (10 YR 6/4), com textura argilosa. Predominando cores amareladas em todos os horizontes, com matiz 10 YR refletindo a ausência de hematita, possivelmente relacionada com a formação preferencial de goethita nesses solos, em parte atribuída ao baixo teor de ferro no material de origem (KÄMPF & CURI, 2000).

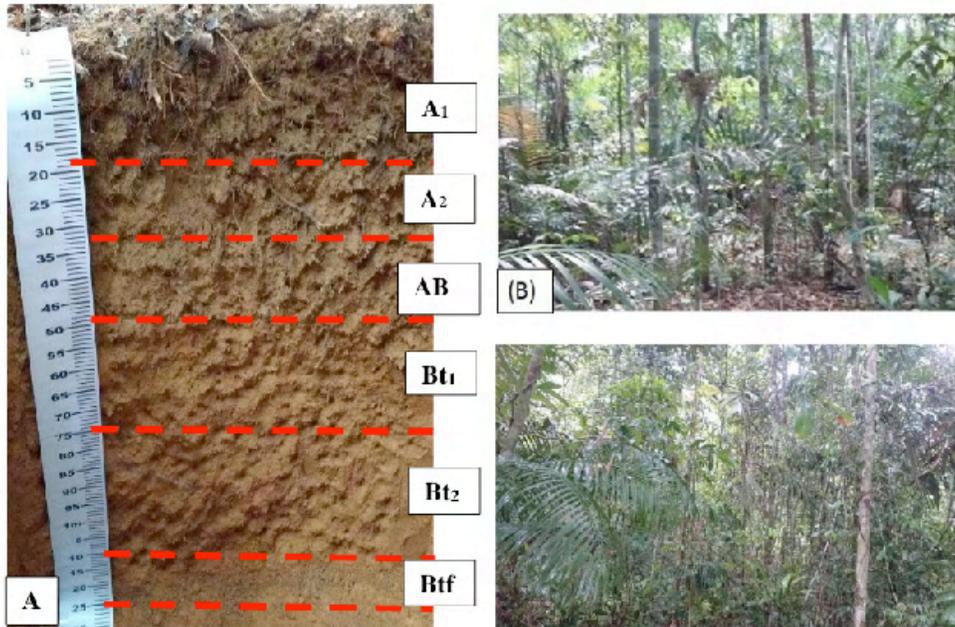



Figura 8. Perfil 5 – Na área de Floresta da formação Complexo Nova Monte Verde e o material de origem Gnaisse, localizada no Sopé de Deposição da litossequência.

Perfil 5 - (A) perfil do solo; (B) Vegetação de floresta.

Solos mais arenosos necessitam de teores menores de determinado tipo de óxido para imprimir a cor correspondente, do que solos mais argilosos (RIBEIRO et al., 2012; EMBRAPA, 2013). Sendo assim, é possível inferir pela cor mais amarelada dos perfis, que todos os solos desta litossequência, provavelmente, são dominados por goethita.

Ao longo da litossequência pode perceber que o solo modificava em relação ao relevo, atravessando 4 classe de solos (Cambissolo, Neossolo, Plintossolos e Argissolos) em 9253m percorridos, isso implica dizer que o solo apresenta heterogeneidade, tanto vertical como horizontalmente, imposta pelos fatores de formação, a começar pelo próprio material de origem que não apresenta-se uniforme em toda sua extensão, e ao fato do processo de intemperização não ocorrer de forma homogênea e contínua (RICHTER et al., 2011).

## Atributos Físicos

Nesta seção são apresentados e discutidos os resultados referentes aos atributos físicos dos solos (Tabela 3). Todos os perfis apresentaram frações grosseiras de cascalho e calhaus, exceto o perfil 3 que apresentaram 100% areia. Os perfis 1 e 2, apresentaram cascalho e calhaus a partir do horizonte BCr no perfil 1 apresentando valores de 175 $g.kg^{-1}$ (cascalho+calhaus) e a partir do horizonte ACr-ACr/Bi no perfil 2 com valores de 141 e 229

.kg$^{-1}$ (cascalho+calhaus) e o perfil 4 foi o que apresentou a maior quantidade de cascalho e calhaus iniciando nos horizontes AB-BAf- Bf-BCr com valores 223, 785, 652 e 388 g.kg$^{-1}$ respectivamente, aumentando a quantidade de cascalho na altura de 40 cm e diminuindo em profundidade e no perfil 5 a partir do horizonte AB-$Bt_1$-$Bt_2$-Btf apresentando apenas cascalho como fragmentos grosseiros variando de 234 a 289 g.k$^{-1}$ conforme (Tabela 3).

No perfil 1 e 2 localizado no topo e no terço superior da litossequência sob vegetação de cerrado baixo/denso apresentou variação com relação à distribuição das frações granulométricas areia, silte e argila nos seus horizontes. Observa-se que os teores de areia total no perfil 1 decrescem em profundidade, variando de 690 g kg$^{-1}$ no horizonte A até 646 g kg$^{-1}$ no horizonte BCr e no perfil 2 variando de 741 g kg$^{-1}$ no horizonte A até 723 g kg$^{-1}$ no horizonte Cr/Bi. A predominância de areia fina em todos os horizontes, resultados semelhantes foram encontrados por Campos et al. (2010b), trabalhando com segmentos de vertente e atributos do solo de uma topossequência na região de Manicoré (AM), e Santos et al (2012) afirma que quando há um maior teor de areia fina sobre a grossa esse atributo pode contribuir para um aumento na retenção e disponibilidade de água no perfil.

Já a fração argila, ocorre o inverso da fração areia, havendo um aumento gradual à medida que aumenta a profundidade, apresentando 128 g kg$^{-1}$ no horizonte A e 142 g kg$^{-1}$ no horizonte BCr e no perfil 2 há uma oscilação crescente e decrescente, possivelmente a pouca diferença e os valores baixos de argila ao longo do perfil é uma das características comum em solos pouco desenvolvidos pedogeneticamente. Os teores de silte nos perfis 1 e 2 variaram entre 182 g kg$^{-1}$ e 212 g kg$^{-1}$ e 141 a 161 g kg$^{-1}$ respectivamente, conforme (Tabela 3), o que pode ser em virtude deste solo ser formado por sedimentos aluviais indicando que esses solos possuem minerais primários mais resistentes à alteração e minerais secundários que apresentam maior grau de cristalinidade. No trabalho de Caracterização de solos em uma topossequência sob terraços aluviais na região do médio rio Madeira (AM), realizado por Santos et al (2012), os valores de silte foram maiores em todos os perfis caracterizados.

| Horizonte | Prof. | -----Fração da amostra total----- | | | ------Granulometria da terra fina------ | | | | | ADA | GF | S/A | Ds | Dp | Pt |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Calhaus | Cascalho | Terra Fina | Areia Total | Areia grossa | Areia fina | Silte | Argila | | | | | | |
| | cm | - - - - - - - - - - - - g.kg$^{-1}$ - - - - - - - - - - - - | | | | | | | | | % | | g.cm$^{-3}$ | | % |
| Perfil 1 – Topo - Cerrado baixo/denso | | | | | | | | | | | | | | | |
| A | 0- 16 | 0 | 0 | 1000 | 690 | 304 | 386 | 182 | 128 | 54,6 | 57,34 | 1,43 | 1,42 | 2,6 | 45 |
| AB | 16-30 | 0 | 0 | 1000 | 670 | 277 | 393 | 198 | 132 | 50,8 | 61,52 | 1,50 | 1,45 | 2,6 | 44 |
| Bi | 30-55 | 0 | 0 | 1000 | 648 | 232 | 416 | 213 | 139 | 30,84 | 77,81 | 1,53 | nd | 2,7 | nd |
| BCr | 55-78+ | 21 | 154 | 825 | 646 | 224 | 422 | 212 | 142 | 24,92 | 82,45 | 1,49 | nd | 2,7 | nd |
| Perfil 2 – Terço Superior - Cerrado baixo/denso | | | | | | | | | | | | | | | |
| A | 0-12 | 0 | 0 | 1000 | 741 | 500 | 241 | 141 | 118 | 37,72 | 68,03 | 1,19 | 1,65 | 2,5 | 34 |
| ACr | 12-35 | 18 | 123 | 859 | 730 | 460 | 269 | 159 | 111 | 30,84 | 72,22 | 1,43 | 1,61 | 2,4 | 33 |
| Cr/Bi | 35-62 | 42 | 187 | 771 | 723 | 441 | 289 | 161 | 116 | 18,6 | 83,97 | 1,33 | 1,64 | 2,4 | 32 |
| Perfil 3 – Terço Inferior - Cerrado baixo | | | | | | | | | | | | | | | |
| A | 0-15 | 0 | 0 | 1000 | 891 | 829 | 62 | 53 | 56 | 23 | 58,78 | 0,94 | 1,43 | 2,6 | 45 |
| C1 | 15-33 | 0 | 0 | 1000 | 889 | 768 | 121 | 61 | 50 | 11,44 | 77,23 | 1,21 | 1,47 | 2,7 | 46 |
| C2 | 33-50 | 0 | 0 | 1000 | 864 | 734 | 130 | 87 | 49 | 8,8 | 82,03 | 1,78 | 1,44 | 2,7 | 47 |
| C3 | 50-75 | 0 | 0 | 1000 | 853 | 770 | 83 | 88 | 59 | 8,12 | 86,28 | 1,49 | nd | 2,7 | nd |
| Cr | 75-105$^{+}$ | 0 | 0 | 1000 | 849 | 723 | 126 | 98 | 53 | 5,96 | 88,70 | 1,86 | nd | 2,7 | nd |
| Perfil 4 – Sopé de transporte - Cerrado alto | | | | | | | | | | | | | | | |
| A | 0-18 | 0 | 0 | 1000 | 563 | 150 | 413 | 306 | 131 | 59,08 | 55,11 | 2,32 | 1,37 | 2,4 | 43 |
| AB | 18-33 | 45 | 178 | 777 | 525 | 58 | 467 | 329 | 146 | 45,88 | 68,55 | 2,26 | 1,43 | 2,4 | 40 |
| BAf | 33-48 | 305 | 480 | 215 | 459 | 24 | 435 | 336 | 205 | 38,32 | 81,32 | 1,64 | nd | 2,5 | nd |
| Bf | 48-70 | 292 | 364 | 244 | 383 | 21 | 362 | 360 | 257 | 40,96 | 84,03 | 1,41 | nd | 2,5 | nd |
| BCr | 70-110$^{+}$ | 221 | 167 | 622 | 445 | 13 | 432 | 297 | 258 | 35,48 | 86,25 | 1,15 | nd | 2,6 | nd |

| Perfil 5 – Sopé de deposição – Floresta | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| A1 | 0-18 | 0 | 0 | 1000 | 755 | 349 | 406 | 146 | 99 | 79,28 | 19,37 | 1,49 | 1,38 | 2,4 | 43 |
| A2 | 18-32 | 0 | 0 | 1000 | 729 | 314 | 415 | 172 | 99 | 70,08 | 29,30 | 1,73 | 1,41 | 2,4 | 41 |
| AB | 32-49 | 0 | 234 | 766 | 700 | 284 | 416 | 205 | 95 | 62,24 | 34,68 | 2,15 | 1,41 | 2,5 | 44 |
| $Bt_1$ | 49-74 | 0 | 289 | 711 | 234 | 47 | 188 | 218 | 548 | 221,9 | 59,64 | 0,40 | 1,43 | 2,5 | 43 |
| $Bt_2$ | 74-110 | 0 | 104 | 896 | 215 | 26 | 189 | 228 | 558 | 216,5 | 61,17 | 0,41 | 1,38 | 2,6 | 47 |
| Btf | 110 -125+ | 0 | 97 | 903 | 207 | 5 | 202 | 230 | 563 | 212,8 | 62,19 | 0,41 | 1,44 | 2,4 | nd |

Tabela 3. Atributos físicos dos solos em uma litossequência arenito-gnaisse na região de Manicoré, AM.

ADA: Argila dispersa em água; GF: Grau de floculação; S/A: Razão silte/argila; Ds: Densidade do solo; Dp: Densidade de partícula; Pt: Porosidade total; nd: não determinado.

O perfil 3 está localizado no Terço Inferior sob vegetação de Cerrado baixo apresenta pouca variação na composição granulométrica, havendo predomínio da fração areia total que variou de 891 a 849 g $kg^{-1}$, com maior representatividade da areia grossa (Tabela 3). Os teores de silte são baixos, variando de 53 a 98 g $kg^{-1}$ o aumento da silte em profundidade deve ser em razão de o solo ser jovem e ainda em processo de formação. Com relação à argila, observa-se que houve pouca variação dessa fração à medida que aumenta a profundidade do solo, ocorrendo em quantidade de 56 g $kg^{-1}$ para 53 g $kg^{-1}$ no horizonte Cr, ocorrendo de forma crescente e decrescente no perfil conforme Tabela 3. O maior teor de areia nesse perfil pode ser explicado por seu material de origem (arenito), que apresentam em sua constituição predominância de quartzo. Como é um solo muito arenoso, com teores superiores a 849 g $kg^{-1}$ de areia nos seus horizontes, apresenta baixa capacidade de retenção de água, consequentemente de nutrientes. Os valores elevados de areia total corroboram com o trabalho de Schiavo et al. (2010) onde caracterizou e classificou solos desenvolvidos de arenitos da formação Aquidauana (MS).

Perfil 4 localizado no sopé de transporte sob vegetação de Cerrado alto observa-se que os teores de areia total decrescem em profundidade, variando de 563 g $kg^{-1}$ no horizonte A até 445 g $kg^{-1}$ no horizonte BCr. Há predominância de areia fina sobre a areia grossa em todos os horizontes, o que pode contribuir para um aumento na retenção e disponibilidade de água no perfil (SANTOS et al., 2012). Já com relação aos teores da fração argila, ocorre o inverso da fração areia, havendo um aumento gradual à medida que aumenta a profundidade, apresentando 131 g $kg^{-1}$ no horizonte A e 258 g $kg^{-1}$ no horizonte BCr. Os teores de silte ocorreu de forma crescente variaram entre 306 g $kg^{-1}$ no horizonte A até 432 g $kg^{-1}$ no horizonte BCr (Tabela 3).

O perfil 4 apresentou maiores quantidades de frações grosseiras maiores que 2 mm de material ferruginoso consolidado na forma de Plintita e petroplintita, o que não ocorre nos perfis 1, 2 e 3. Isso pode ser atribuído a um rebaixamento do lençol freático, condicionando melhor drenagem ao ambiente, que é confirmado pela presença de matiz mais avermelhado (2,5 YR) em relação aos demais perfis, a partir de 48 cm da superfície (Tabela 2). Essa predominância de frações mais grosserias de areia, juntamente com a marcante presença de cascalhos nesses horizontes são características indicadoras de que os processos intempéricos atuantes nesse solo não foram capazes de promover acentuada fragmentação dessas frações.

A plintita é uma formação constituída da mistura de argila, pobre em C orgânico e rico em Fe, ou Fe e Al, com quartzo e outros materiais. A petroplintita é uma concreção resultante do endurecimento irreversível da plintita (EMBRAPA, 2013).

Este tipo de solo é formado com condições de restrição à percolação da água, passando por períodos temporários com excesso de umidade, que tem como consequência a formação de um horizonte plíntico (EMBRAPA, 2013). Provavelmente, devido à existência

de um lençol freático mais superficial em certos períodos do ano ou devido aos materiais de texturas argilosas causam um impedimento à livre drenagem destes solos (ANJOS et al., 2007).

A partir do horizonte AB começou a aparecer cascalho de plintita na quantidade de 178 g $kg^{-1}$ e a maior proporção no horizonte BAf na profundidade de (33-48 cm) com 480 g $kg^{-1}$ Nesse sentido, em acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2013), pode ser caracterizado como um horizonte Plíntico pois, o perfil estudado contém mais de 15 % de plintita e sua extensão possui 15 cm de espessura. A petroplintita (calhau) iniciou no horizonte AB de forma crescente e decrescente conforme aumenta a profundidade do perfil partindo de 45 g $kg^{-1}$ no horizonte AB e apresentando a maior proporção de calhaus no horizonte BAf na quantidade 432 g $kg^{-1}$ (Tabela 3).

No perfil 5 no sopé de deposição em área de floresta os teores de areia são mais elevados nos horizontes $A_1$, $A_2$ e AB (755, 729 e 700 g $kg^{-1}$ respectivamente) diminuindo à medida que aumenta a profundidade do solo. Observa-se que nesses horizontes há o predomínio de areia fina ao longo de todo o perfil, proporcionando uma maior microporosidade e maior retenção de água, apesar da baixa quantidade de argila presente nos horizontes superficiais. As areias dos horizontes $A_1$, $A_2$ e AB são constituídas predominantemente por frações do tipo grossas. Essa predominância de frações mais grosserias de areia, juntamente com a marcante presença de cascalhos e petroplintita nos horizontes AB, Bt1, Bt2 são características indicadoras de que os processos intempéricos atuantes nesse solo não foram capazes de promover acentuada fragmentação dessas frações.

Observa-se também pouca variação nos teores da fração silte ao longo do perfil nesse solo, aumentando lentamente com o aumento da profundidade, de 146 g $kg^{-1}$ no horizonte $A_1$, para 230 g $kg^{-1}$ no Btf. Os teores de argila variaram de 99, 99 e 95 g $kg^{-1}$ nos horizontes $A_1$, $A_2$ e AB respectivamente, para 548 g $kg^{-1}$ no Bt1 e 558 g $kg^{-1}$ no horizonte $Bt_2$ e 567 g $kg^{-1}$ no horizonte Btf, com acentuada diferenciação textural entre o horizonte $A_1$ e $Bt_1$ caracterizando a presença de mudança textural abrupta, à medida que há um aumento significativo de argila em relação aos horizontes suprajacentes como é o caso desse perfil, que apresenta um incremento muito forte de argila a partir do horizonte $Bt_1$ (Tabela 3).

No perfil 1 e 2 a relação silte/argila (S/A) variou entre 1,43 a 1,50 e 1,19 a 1,43 respectivamente conforme tabela 3. Esses valores coincidem com os solos menos desenvolvidos. Segundo Campos et al (2011), os valores mais altos devem-se ao pequeno aumento da fração silte ou perda de argila, sugerindo que as pequenas variações do relevo proporcionam perdas ou ganhos relativos e, possivelmente, não são motivadas por variações no material de origem. No perfil 3 a relação (S/A) variou de forma crescente saindo de 2,32 para 1,15 e no perfil 4 onde houve os menores índices entre 0,7 e 0,8 e no perfil 5 ocorreu de forma inversa a relação (S/A) nos horizontes superficiais foram mais elevados 1,49 e diminuindo seu valor conforme aprofunda no perfil para 0,41.

De acordo com Marques Júnior (1995) e Jacomine (2005), a relação S/A é utilizada como índice auxiliar na indicação do grau de intemperismo dos solos; dessa maneira, quanto maior o valor dessa relação, menos intemperizado é o solo. Ainda Segundo EMBRAPA (2013), a relação Silte/Argila, serve pra avaliar o estágio de intemperismo presentes em solos da região tropical, onde valores menores que 0,7 indicam alto grau de intemperismo.

Em relação à argila dispersa em água (ADA), observou-se que os maiores teores de argila dispersa em água são encontrados nos horizontes superficiais e diminuindo em profundidade (Tabela 3), devido aos elevados teores de matéria orgânica da superfície. Segundo Alleoni e Camargo (1994) um dos fatores que concorre para um valor mais elevado de ADA na camada superficial é o maior teor de matéria orgânica, uma das principais fontes de carga negativa dos solos, onde pode observar essas características nos perfis 1 e 5 com valores que variaram de 54,6 á 24,92 g.kg$^{-1}$. No perfil 5 ocorreu o inverso dos outros perfis onde os teores de argila dispersa em agua aumentou, possivelmente em razão da mudança textural abrupta (arenoso – argiloso), variando de 79,28 para 212,8 g.kg$^{-1}$. O grau de floculação (GF), indicador da proporção de argila que se encontra floculada e consequentemente do grau de estabilidade dos agregados (EMBRAPA, 2013), comportou-se de forma contrária a argila dispersa em água, com valores mais baixos nos horizontes superficiais e aumentando em profundidade em todos os perfis estudados (Tabela 3). O perfil 3 foi o que apresentou o maior GF evidenciando o baixo grau de dispersão da argila para a parte inferior do solo.

Com relação à Densidade do Solo (Ds), em todos os perfis estudados os menores valores são para os horizontes superficiais, próximos de 1gcm$^{-3}$, e para os horizontes subsuperficiais variou de 1,11 á 2,31 g cm$^{-3}$, tendo um acréscimo em profundidade. Para Martins et. al. (2006), os menores valores de Ds nos horizontes superficiais em relação aos subsuperficiais, são em decorrência dos maiores teores de matéria orgânica desses horizontes.

O perfil 5 apresentou menores valores, se comparado aos outros perfis estudados, variando de 0,7 g cm$^{-3}$ até 1,1 g cm$^{-3}$, o que pode ser explicado pela marcante presença nos teores de argila e também na predominância de areia fina. O perfil 3 é o mais arenosos e apresentou, de maneira geral, maiores valores de densidade do solo variando de 2,05 g cm$^{-3}$ até 2,31 g cm$^{-3}$ esses valores são consequência dos menores teores de argila e das maiores percentagens de areia grossa. Os perfis 1, 2 e 4 apresentaram valores de Densidade do Solo (Ds) variando de 1,2 g cm$^{-3}$ até 1,4 g cm$^{-3}$ com aumento em profundidade em razão do baixo teor de matéria orgânica nos horizontes subsuperficiais (Tabela 3). Estudando segmentos de vertente e atributos do solo de uma topossequência na região de Manicoré, AM, Campos et al. (2010), verificaram que os resultados da Ds foram mais elevados no sopé de transporte do que nas outras unidades da paisagem, corroborando com os resultados encontrados neste estudo. Segundo esses autores, tais resultados são

possivelmente em consequência da maior instabilidade estrutural.

A densidade média de partícula sólida do solo (Dp) apresentou praticamente os mesmos valores ao longo de toda a litossequência, indicando a homogeneidade entre as áreas (VIANA, et al., 2011) Os menores valores de Dp nos primeiros horizontes de cada perfil são devido aos altos teores de matéria orgânica. De acordo com Amaro Filho et al. (2008), em solos com altos teores de material orgânico os valores de Dp são menores devido a menor densidade da matéria orgânica.

## Atributos Químicos

Os atributos químicos dos perfis estudados são apresentados na tabela 4. Os valores de pH de todos os perfis estudados foram entre 4,17 a 5,48 em água e para KCl entre 3,81 e 5,70 sendo considerado pela a Embrapa (2013), solos extremamente ácido a moderadamente ácidos, com valores decrescente e crescente em profundidade. Os perfis 2 e 5, foram os mais ácidos nos horizontes superficiais. Esta maior acidez nos primeiros horizontes pode ser em decorrência da decomposição da matéria orgânica. Para Barbosa Filho et al. (2005), a decomposição da matéria orgânica constitui um dos principais processos de adição de íons de $H^+$ ao solo, por meio da formação de compostos orgânicos saturados de $H^+$. Segundo Curi & Kampf et al (2012) a maioria dos minerais são mais solúveis em solos ácidos do que em soluções neutras ou ligeiramente alcalinas, razão pelo o que os solos muito ácidos geralmente tem concentrações elevadas e tóxicas de alumínio.

Para todos os solos da litossequência os valores de pH em KCl foram menores que pH em água, estabelecendo assim um ΔpH negativo, evidenciando o predomínio de carga líquida negativa, mostrando que nestes solos a capacidade de troca catiônica (CTC) dos solos supera a capacidade de troca aniônica (CTA) em condições de pH natural (OLIVEIRA et al., 2003; FERNANDES et al., 2008). Os maiores valores de ΔpH negativo são para a área de Floresta, em seguida campo sujo e campo Limpo, diferentemente de Campos et. al. (2012), onde os maiores valores de ΔpH negativo foram para as áreas do perfil 3 (P3) localizada no Terço Inferior sob vegetação de Cerrado baixo(Tabela 4).

Com relação aos valores de cálcio ($Ca^{2+}$) e magnésio ($Mg^{2+}$) observou-se pouca variação entre os perfis estudados, sendo que os teores de cálcio são sempre superiores aos de magnésio em todos os perfis. Concentram maiores teores de cálcio e magnésio, no horizonte A de cada perfil onde se concentra o maior teor de matéria orgânica. Em todos os perfis os teores de cálcio variou entre 0,20 e 0,10 $cmol_c.kg^{-1}$ e magnésio de 0,06 a 0,17 $cmol_c.kg^{-1}$. Em ambos os perfis os teores de cálcio e cálcio ($Ca^{2+}$) e magnésio ($Mg^{2+}$), apresentando teores baixos justificados pela a textura arenosa que os solos dos perfis apresentam, são constituídos praticamente por quartzo, que são desprovidos de reservas de nutrientes.

Os teores de potássio ($K^+$), nutriente móvel e bastante importante no solo que

costuma apresentar-se em quantidades quase sempre menores que as de cálcio e magnésio (LEPSCH, 2011) observa-se que esses teores são baixos, variaram de 0,06 $cmol_{c.}kg^{-1}$ a 0,13 $cmol_{c}.kg^{-1}$ (ALVAREZ et al., 1999), sendo que os maiores valores são observados nos horizontes mais próximos da superfície.

Os teores de alumínio trocável ($Al^{3+}$), não variam muito ao longo da litossequência, os menores valores foram verificados em todos os perfis principalmente no horizonte A e aumentando em profundidade, esse baixo valor de alumínio trocável deve ser em razão de esses horizontes serem os que possuem a maior quantidade de matéria orgânica (Tabela 4). Os valores de alumínio trocável ($Al^{3+}$) variaram de 3,1 a 5,7 $cmol_{c}/dm^{3}$ com os maiores valores no perfil 3 variando de 4,3 a 5,7 $cmol_{c}/dm^{3}$, justificando-se por ser o perfil com maior teor de areia e pouca matéria orgânica.

Os valores da acidez potencial ($H^{+}+Al^{3+}$) são elevados, com comportamento crescente em profundidade em todos os perfis. Verificou-se que tanto nas áreas de cerrado e floresta apresentaram valores elevados, provavelmente, em consequência da maior lixiviação promovida pelo intenso regime hídrico associado às melhores condições de drenagem (MARTINS, 2006). Corroborando com trabalho de Campos (2009), que no trabalho de Pedogeomorfologia aplicada à ambientes Amazônicos na área de floresta os valores de acidez potencial ($H^{+}+Al^{3+)}$ foram elevados.

| Horiz. | Prof. | pH $H_2O$ | pH KCl | ΔpH | $Ca^{2+}$ | $Mg^{2+}$ | $K^+$ | SB | $Al^{3+}$ | H+Al | CTC | V | m | Presina | CO |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | cm | | | | | - - - - - - - - - - - - - - - - - cmolc/$dm^3$- - - - - - - - - - - - - - - - | | | | | | | % | mg/$dm^3$ | g $kg^{-1}$ |
| | | | | | | Perfil 1 – Topo – Cerrado baixo/denso | | | | | | | | | |
| A | 0- 16 | 4,79 | 3,81 | -1,0 | 1,00 | 0,15 | 0,12 | 1,27 | 4,3 | 19,42 | 21 | 6 | 77 | 4,6 | 59,33 |
| AB | 16-30 | 4,94 | 4,5 | -0,4 | 0,20 | 0,14 | 0,11 | 0,35 | 4,4 | 19,38 | 20 | 2 | 93 | 3,1 | 26,50 |
| Bi | 30-55 | 4,62 | 4,42 | -0,2 | 0,30 | 0,09 | 0,12 | 0,51 | 4,9 | 18,48 | 19 | 3 | 91 | 2,8 | 31,49 |
| BCr | 55-78+ | 5,11 | 4,34 | -0,8 | 0,20 | 0,06 | 0,070 | 0,33 | 4,8 | 19,32 | 20 | 2 | 94 | 2,4 | 15,94 |
| | | | | | | Perfil 2 – Terço Superior - Cerrado baixo/denso | | | | | | | | | |
| A | 0-12 | 4,17 | 3,89 | -0,3 | 0,40 | 0,17 | 0,11 | 0,68 | 5,5 | 18,21 | 19 | 4 | 87 | 3,9 | 47,42 |
| ACr | 12-35 | 4,41 | 4,3 | -0,1 | 0,20 | 0,14 | 0,09 | 0,43 | 5,4 | 16,23 | 17 | 3 | 91 | 2,7 | 30,34 |
| Cr/Bi | 35-62 | 5,19 | 4,25 | -0,9 | 0,30 | 0,14 | 0,09 | 0,53 | 5,2 | 14,47 | 15 | 4 | 89 | 2,8 | 26,36 |
| | | | | | | Perfil 3 – Terço Inferior - Cerrado baixo | | | | | | | | | |
| A | 0-15 | 4,91 | 4,16 | -0,8 | 0,20 | 0,12 | 0,09 | 0,41 | 4,3 | 19,17 | 20 | 2 | 91 | 2,6 | 48,19 |
| C1 | 15-33 | 5,2 | 4,70 | -0,5 | 0,40 | 0,12 | 0,06 | 0,58 | 5,3 | 17,25 | 18 | 3 | 90 | 2,0 | 34,69 |
| C2 | 33-50 | 4,97 | 4,43 | -0,5 | 0,40 | 0,12 | 0,08 | 0,60 | 5,5 | 15,88 | 16 | 4 | 90 | 2,1 | 19,78 |
| C3 | 50-75 | 4,72 | 4,16 | -0,6 | 0,20 | 0,12 | 0,08 | 0,40 | 5,7 | 17,77 | 18 | 2 | 93 | 2,2 | 6,34 |
| Cr | 75-105+ | 4,8 | 4,13 | -0,7 | 0,50 | 0,15 | 0,10 | 0,75 | 5,6 | 18,21 | 19 | 4 | 88 | 2,1 | 0,19 |
| | | | | | | Perfil 4 – Sopé de transporte – Cerrado Alto | | | | | | | | | |
| A | 0-18 | 4,95 | 3,97 | -1,0 | 0,40 | 0,17 | 0,12 | 0,69 | 3,9 | 26,03 | 27 | 3 | 85 | 3,1 | 51,07 |
| AB | 18-33 | 5,03 | 4,19 | -0,8 | 0,20 | 0,06 | 0,09 | 0,34 | 3,9 | 23,73 | 24 | 1 | 92 | 1,9 | 42,43 |
| BAf | 33-48 | 5,2 | 4,17 | -1,0 | 0,60 | 0,17 | 0,11 | 0,88 | 3,1 | 18,86 | 20 | 4 | 78 | 1,4 | 37,63 |
| Bf | 48-70 | 5,35 | 4,42 | -0,9 | 0,20 | 0,09 | 0,06 | 0,35 | 3,5 | 19,43 | 20 | 2 | 91 | 1,7 | 32,64 |
| BCr | 70-110+ | 5,48 | 4,52 | -1,0 | 0,30 | 0,12 | 0,06 | 0,48 | 3,5 | 18,15 | 19 | 3 | 88 | 0,7 | 29,18 |
| | | | | | | Perfil 5 – Sopé de deposição – Floresta | | | | | | | | | |
| A1 | 0-18 | 4,23 | 3,88 | -0,4 | 0,30 | 0,15 | 0,13 | 0,58 | 4,3 | 27,72 | 28 | 2 | 88 | 5,8 | 69,89 |

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| A2 | 18-32 | 4,33 | 4,06 | -0,3 | 0,70 | 0,12 | 0,10 | 0,92 | 4,3 | 24,98 | 26 | 4 | 82 | 3,3 | 43,39 |
| AB | 32-49 | 4,74 | 4,15 | -0,6 | 0,20 | 0,06 | 0,06 | 0,32 | 4,9 | 18,66 | 19 | 2 | 94 | 2,0 | 37,25 |
| $Bt_1$ | 49-74 | 4,83 | 4,22 | -0,6 | 0,70 | 0,09 | 0,07 | 0,86 | 4,2 | 26,5 | 27 | 3 | 83 | 2,1 | 31,68 |
| $Bt_2$ | 74-110 | 4,8 | 4,25 | -0,6 | 0,60 | 0,17 | 0,06 | 0,84 | 4,6 | 25,86 | 27 | 3 | 85 | 2,2 | 31,49 |
| Btf | 110 -125+ | 4,23 | 3,88 | -0,4 | 0,30 | 0,15 | 0,13 | 0,84 | 4,9 | 24,73 | 26 | 3 | 85 | 2,1 | 10,67 |

Tabela 4. Atributos químicos dos solos em uma litossequência arenito-gnaisse na região de Manicoré, AM.

Horiz.: horizonte; Prof.: profundidade; SB: soma de bases; CTC: capacidade de troca de cátions; V: saturação por bases; m: saturação por alumínio; CO: Carbono orgânico.

Os teores de carbono orgânico (CO) foram bem superiores nos horizontes superficiais com relação aos horizontes subsuperficiais, em todos os perfis, isso pode ser justificado em razão da incorporação da matéria orgânica pela vegetação e influência da topografia e hidromorfismo (SANTOS et al, 2012). O horizonte A do perfil 1 apresentou 59,33 g $kg^{-1}$ apesar de ser localizado no topo da litossequencia foi um do que apresentou maiores valores de carbono orgânico essa característica deve ser em razão desse solo estar sobre o material endurecido e dificultando a permeabilidade da agua para as camadas subsuperficiais e em associação com a vegetação local e altas temperatura favorece a decomposição desse material e o perfil 5 apresentou valores ainda maiores de 69,89 g $kg^{-1}$, isso ocorre devido aos ser a área mais baixa dos cinco perfis estudados, assim há um acumulo da matéria orgânica carreada pela água. Esse comportamento foi observado também por Campos et. al. (2012).

A capacidade de troca de cátions (CTC) variou de alta a muito alta apresentando valores entre 12,00 a 28,00 $cmol_c$ $dm^{-3}$, acompanhando a mesma tendência da soma de bases (SB), que foi superior em todos os horizontes A de cada perfil, justificada principalmente pela baixa quantidade de argila, uma vez que a quantidade de MO nestes solos é baixa. Observa-se que os maiores valores de CTC, ocorrem nos horizontes A dos perfis 01, 04 e 05, onde se localiza também os maiores valores de CO, juntamente com uma percentagem alta de argila (Tabela 3), a CTC decresce em profundidade, tendo um pequeno acréscimo novamente, juntamente com o teor de argila, para Kweon et al. (2013), com o aumento da porcentagem de argila e matéria orgânica do solo, ocorre um aumento da CTC do solo.

Para a saturação por bases (V %), constatou-se que os todos os perfis estudados os valores foram menores que 10 % (Tabela 4), evidenciando, que há pequenas quantidades de cátions, como $Ca^{2+}$,$Mg^{2+}$ e $K^{+}$ caracterizando assim a baixa fertilidade do material originário formador destes solos, estes valores abaixo (<50%) lhe confere o caráter distrófico, também encontrado por outros autores estudando solos na região amazônica (CAMPOS et al.,2012; SANTOS et al., 2012; MARTINS et al., 2006).

No que se refere à saturação por alumínio (m%), os solos desta litossequência são dessaturados e as bases trocáveis, cálcio, magnésio e potássio apresentaram valores baixos em todos os perfis. Em oposição, os teores de Alumínio trocável ($Al^{3+}$), que excetuando o perfil 04 apresentou valores < 4 cmolc $dm^{3}$, este fato pode estar relacionado com a natureza dos sedimentos que formaram o material de origem. Os valores de saturação por alumínio (m%) variaram entre 77 a 94 % para o perfil 1 e para o perfil 2 ocorreu de forma crescente e descrente a saturação por alumínio variando de 87 a 91 % os valores observados na tabela 4 entre os perfis 3 e 5 houve pouca diferenciação variando entre 88 a 93 % apesar de se localizarem sob diferentes tipologias de vegetação e material de origem cerrado baixo e sob vegetação de floresta. A saturação por alumínio (m%) do perfil 4 variou entre 78 a 92

%, valores coerentes com os encontrados por Martins et al. (2006) que estudou os solos em uma transição campos/mata na região de Humaitá. AM.

Segundo a Embrapa (2013), a saturação por alumínio (m%) é considerada alta quando for ≥ 50 % e os valores de alumínio trocável ≥ 4 cmol $kg^{-1}$associado com atividade de argila ≥ 20 cmol $kg^{-1}$ e saturação por bases (V%) <50 %, característica que ocorre em todos os perfis estudados sendo, caracterizados como solo com caráter alítico muito pobre em nutrientes. Os maiores valores de alumínio observados nestes perfis podem ser em decorrência desses solos serem pobres em cálcio, magnésio e potássio e pelo os baixos valores de pH do solo (Tabela 4).

Os teores de fósforo disponível tiveram comportamento similar em todos os perfis estudados, com valor médio de 2,0 mg $kg^{-1}$, tendo um pequeno decréscimo em profundidade, conforme Silva et al. (2006), o fosforo se mantem estável em profundidade, em consequência de sua baixa mobilidade de seus compostos. Os perfis 1 e 5 apresentaram 4,6 e 5,8 mg $kg^{-}$1 respectivamente, de Fósforo disponível no horizonte A, sendo os maiores valores da litossequencia, esses valores devem estar relacionado a grande quantidade de serapilheira e folhagem que estava em processo de decomposição.

## Análise Estatística

Foram realizadas análises estatísticas, com amostras laterais, considerando apenas os segmentos de vertente como fontes de variação. Na Tabela 5 são apresentados os resultados referentes aos atributos físicos. Verificou-se que os teores de areia nos horizontes diagnósticos superficiais são elevados em todos os segmentos de vertente estudados, diferindo estatisticamente entre si. Apenas o terço superior e sopé de deposição não apresentaram diferença significativa entre si. Quanto aos horizontes diagnósticos subsuperficiais apenas o terço superior e sopé de deposição não apresentarem diferença significativa entre si.

No caso da fração argila, exibindo menor concentração no terço inferior, provavelmente esse menor teor de argila está relacionado com o deslocamento matéria orgânica, para as partes baixa do terreno, diferindo estatisticamente dos demais segmentos de vertente, e a maior concentração de argila encontra-se no sopé de transporte, fato que se deve a natureza do material de origem associado às formas do relevo mais estável, que não favorece o transporte de material para outros compartimentos da paisagem (KRASILNIKOV et al., 2005).

| Segmentos de Vertentes | Areia | Silte | Argila | Ds | Dp | Pt |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | -------------g.kg$^{-1}$---------- | | | ------g.cm$^{-3}$-- | | ---%-- |
| Horizontes Diagnósticos superficiais | | | | | | |
| Topo | 842 a | 89 b | 69 c | 1,41 b | 2,6 a | 49 a |
| Terço Superior | 791 c | 121 a | 88 b | 1,50 a | 2,5 a | 43 b |
| Terço Inferior | 827 b | 117 a | 56 d | 1,41 b | 2,6 a | 49 a |
| Sopé de transporte | 643 d | 124 a | 233 a | 1,38 b | 2,6 a | 48 a |
| Sopé de Deposição | 789 c | 118 a | 93b | 1,38 b | 2,6 a | 49 a |
| Horizontes Diagnósticos subsuperficiais | | | | | | |
| Topo | 803 b | 95 b | 83 b | 1,45 a | 2,5 a | 43 b |
| Terço Superior | 800 c | 116 a | 84 b | 1,50 a | 2,6 a | 40 c |
| Terço Inferior | 841 a | 95 b | 64 c | 1,50 a | 2,7 a | 46 a |
| Sopé de transporte | 634 d | 128 a | 238 a | 1,46 a | 2,5 a | 44 b |
| Sopé de Deposição | 792 c | 125 a | 83 b | 1,51 a | 2,7 a | 41 c |

Tabela 5. Médias das frações granulométricas por segmento de vertentes em uma litossequencia arenito-gnaisse na região de Manicoré, AM.

Ds = densidade do solo; Dp = densidade de partícula; Pt = porosidade total; Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Os resultados da densidade do solo (Ds) apenas o terço superior no horizonte diagnóstico superficial apresentou diferença significativa. No horizonte diagnóstico subsuperficial não houve diferença significativa entre os segmentos de vertentes, com valores que variam de 1,38 a 1,51 g cm$^{-3}$, apresentando a maior densidade do solo os horizontes diagnósticos subsuperficiais, valores estes que geralmente são encontrados em solos arenosos segundo MELO e ALEONI (2009). O maior valor de densidade do solo foi observado no terço superior. De forma geral menores valores de densidade do solo estão nas camadas superficiais, o que pode estar associado ao maior teor de carbono orgânico presentes nessas camadas. Observa-se que não houve diferença significativa de densidade de partículas (Dp) entre os horizontes diagnósticos superficiais e subsuperficiais (Tabela 5).

A porosidade total variou de 43 a 49 % nos horizontes superficiais, com os maiores valores observados no topo, terços inferiores, sopé de transporte e sopé de deposição, apresentando semelhança nos valores de porosidade total, e no terço superior apresentou diferença significativa aos demais segmentos de vertentes. Já nos horizontes subsuperficiais a porosidade total possui valores que variam de 40 a 46 % com o menor valor observados no terço superior e sopé de deposição, não apresentando diferença significativa entre si, assim como topo e sopé de transporte (Tabela 5), estando de acordo com a faixa de valores citados por Cunha et al. (2011), sendo de 44 a 50 % para solos de textura franco arenosa. Esses valores de porosidade total baixos podem ser em razão da maior quantidade de

frações grosseiras (cascalho e calhaus) resultados semelhantes ao trabalho de REICHERT et al. (2003).

Conforme os resultados dos testes de médias na tabela 6 os valores de pH em $H_2O$ são sempre maiores do que pH em Kcl, caracterizando-os como eletronegativos, refletindo um grau de intemperização menos avançado, portando não houve diferença significativa nos diferentes segmentos de vertentes para pH em $H_20$ e pH em Kcl. Apresentando pH mais elevado no sopé de deposição.

Os maiores teores de $Ca^{2+}$ ocorreram no topo, terço superior, terço inferior e sopé de transporte apresentando diferença significativa apenas no sopé de deposição, onde ocorreu o menor teor de $Ca^{2+}$. Os teores de $Mg^{2+}$ apresentaram diferença significativa entre os segmentos de vertentes, com os maiores teores de $Mg^{2+}$ no terço superior e sopé de deposição. O maior teor de potássio ($K^+$) apresentou-se no topo, havendo diferença significativa entre os horizontes diagnósticos. A soma de bases (SB) apresentou diferenças significativas apenas no terço superior e no sopé de deposição e nos demais segmento de vertentes não houve diferença significativa entre os horizontes diagnósticos (Tabela 6).

Os teores de alumínio ($Al^{3+}$) foram semelhantes para topo, terço superior e sopé de deposição enquanto terço inferior e sopé de transporte apresentaram valores semelhantes, porém diferem significativamente dos demais segmentos de vertentes apresentando os maiores teores de alumínio, provavelmente devido às características do material de origem, que apresenta os maiores teores de areia e passa um período do ano extremamente saturado. A acidez potencial ($H^+$+Al) mostra um solo com elevada acidez, o que é confirmado pelo $Al^{3+}$ e m % fato corroborado pela granulometria (Tabela 3) com alto teor de areia. A acidez potencial nos diferentes segmentos de vertentes em ambos os horizontes diagnósticos apresentam semelhança de valores entre si, onde os valores de acidez potencial do topo e sopé de deposição são semelhantes e o terço superior apresentou media 22,01 que se assemelha com o terço inferior e sopé de transporte conforme (Tabela 6).

| Segmento de Vertente | pH $H_2O$ | pH KCl | $Ca^{2+}$ | $Mg^{2+}$ | $K^+$ | SB | $Al^{3+}$ | H+AL | CTC | V | m | P | CO | EC |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | -------------------------cmolc/dm³------------------------- | | | | | | | % | % | mg/dm³ | g kg⁻¹ | Mg ha⁻¹ |
| Horizontes Diagnósticos Superficiais | | | | | | | | | | | | | | |
| Topo | 4,59 a | 4,16 a | 0,7 a | 0,14 c | 0,11 a | 0,98 c | 1,67 b | 17,06 c | 18 c | 5 a | 63 b | 3 a | 55,22 a | 77,19 a |
| Terço Superior | 4,64 a | 4,31 a | 0,7 a | 0,24 ab | 0,05 b | 1,39 b | 1,39 b | 22,02 ab | 23 ab | 4 a | 59 b | 3 a | 45,14 b | 59,23 b |
| Terço Inferior | 4,62 a | 4,12 a | 0,6 a | 0,15 c | 0,04 b | 0,78 c | 2,57 a | 20,71 b | 21 b | 4 a | 77 a | 2 a | 44,28 b | 43,87 c |
| Sopé de transporte | 4,74 a | 4,20 a | 0,5 a | 0,18 bc | 0,05 b | 0,77 c | 2,85 a | 24,06 a | 25 a | 3 a | 78 a | 3 a | 51,84 a | 65,80 b |
| Sopé de Deposição | 4,43 a | 4,08 a | 0,18 b | 0,26 a | 0,04 b | 1,74 a | 1,74 b | 16,62 c | 17 c | 3 a | 78 a | 4 a | 52,61 a | 73,1 a |
| Horizontes Diagnósticos Subsuperficiais | | | | | | | | | | | | | | |
| Topo | 4,63 ab | 4,01 a | 0,4 b | 0,17 ab | 0,04 a | 1,84 a | 1,84 c | 18,60 c | 19 c | 4ab | 74 ab | 3 a | 19,12 c | 27,64 c |
| Terço Superior | 4,70 ab | 4,08 a | 0,8 a | 0,17 ab | 0,05 a | 2,05 a | 2,05 c | 22,88 ab | 24 ab | 4 a | 65 b | 3 a | 29,47 b | 44,36 b |
| Terço Inferior | 4,79 a | 4,16 a | 0,6 a | 0,20 ab | 0,05 a | 0,86 b | 2,64 b | 21,50 bc | 22 bc | 4 a | 75 a | 2 a | 20,36 c | 30,44 c |
| Sopé de transporte | 4,74 a | 4,19 a | 0,5 ab | 0,15 b | 0,04 a | 0,74 b | 3,43 a | 25,24 a | 26 a | 3 a | 82 a | 3 a | 29,36 b | 45,07 b |
| Sopé de Deposição | 4,45 b | 4,06 a | 0,5 ab | 0,23 a | 0,06 a | 0,85 b | 3,02 ab | 21,72 b | 23 ab | 4 a | 79 a | 4 a | 35,57 a | 54,05 a |

Tabela 6. Médias dos atributos químicos por segmentos de vertentes em uma litossequência arenito-gnaisse na região de Manicoré, AM.

SB: soma de bases; CTC: capacidade de troca de cátions; V: saturação por bases; m: saturação por alumínio; P: fosforo; CO: Carbono orgânico; EC: estoque de carbono. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

A CTC dos solos apresentaram teores elevados, devido a baixa fertilidade natural e elevada acidez. Os segmentos de vertente topo, sopé de deposição não apresentaram diferença significativa entre si, enquanto que as demais médias dos segmentos de vertentes os valores de CTC estão correlacionados onde o terço superior se assemelham com terço inferior e sopé de transporte (Tabela 6).

Quanto à saturação de bases (V%) não houve diferença significativa entre os horizontes diagnósticos em todos os segmentos de vertentes apresentaram valores médios de 3 a 5 %. São, portanto solos distróficos e álicos, ou seja, a percentagem de saturação por base é inferior a 50 % conforme tabela 6 e a saturação por alumínio (m%) é superior a 50 % em superfície. Os segmentos de vertentes que apresentaram semelhança de medias foram terço inferior, sopé de transporte e deposição, onde apresentou as maiores medias para saturação de alumínio (m%), enquanto que topo e terço superior apresentaram os menores valores de médias, portanto diferiram significativamente dos demais segmentos de vertentes. O fósforo disponível não apresentou diferenças estatísticas nos horizontes subsuperficiais (Tabela 6).

Avaliando o carbono orgânico, nos diferentes segmentos de vertentes dos horizontes diagnósticos superficiais apresentaram a quantidade de CO (44, 28 a 55,02 g $kg^{-1}$) como muito boa, esse fato pode estar relacionado com a área de serapilheira contribuindo para os valores encontrados. E para os diferentes segmentos de vertentes dos horizontes diagnósticos subsuperficiais apresentaram a quantidade de CO (19, 12 a 35,57 g $kg^{-1}$), moderadamente boa, esse decréscimo no carbono orgânico é em razão da diminuição da fração orgânica em profundidade havendo diferença significativa em todos os segmentos de vertentes (Tabela 6).

O estoque de carbono (EC) acompanhou o carbono orgânico sendo superior nos segmentos de vertentes dos horizontes diagnósticos superficiais e decrescendo em profundidade, apresentando diferença significativa no terço inferior com o menor teor de estoque de carbono, enquanto que, a média do topo e sopé de deposição se assemelha e para o terço superior e sopé de transporte às médias também são muito próximas. A justificativa para os maiores teores de C orgânico na camada superficial do solo é o aporte de material orgânico, proveniente da queda de folhas, galhos, formando a manta orgânica e a maior densidade de raízes finas. Os atributos químicos desses solos assemelham-se ao de Campos et al. (2016), diz que o acúmulo de CO pode estar associado a extrema pobreza dos solos e presença de elementos tóxicos, a exemplo do Al trocável, que de certa propiciam o maior acúmulo de C no solo.

### *Análise de agrupamento hierárquico das amostras laterais*

Diante da possibilidade de utilização das variáveis selecionadas para distinção dos

seguimentos de vertentes, fez-se uso da análise de agrupamento hierárquico objetivando avaliar a similaridade por meio de um dendrograma de ordenação. Cada vez que se obtém variação expressiva nos valores de distância euclidiana entre os acessos, para o conjunto de variáveis consideradas, é possível fazer uma divisão de grupos. Essa divisão mostrou um resultado muito importante, que foi a ordenação dos acessos segundo as características dos atributos do solo (Físicos e Químicos). Nesta análise, as áreas (Topo= 1; Terço Superior= 2; Terço Inferior= 3; Sopé de Transporte= 4; Sopé de Deposição= 5) foram agrupadas com base no seu grau de semelhança, com o objetivo de classificá-las em grupos mais ou menos homogêneos.

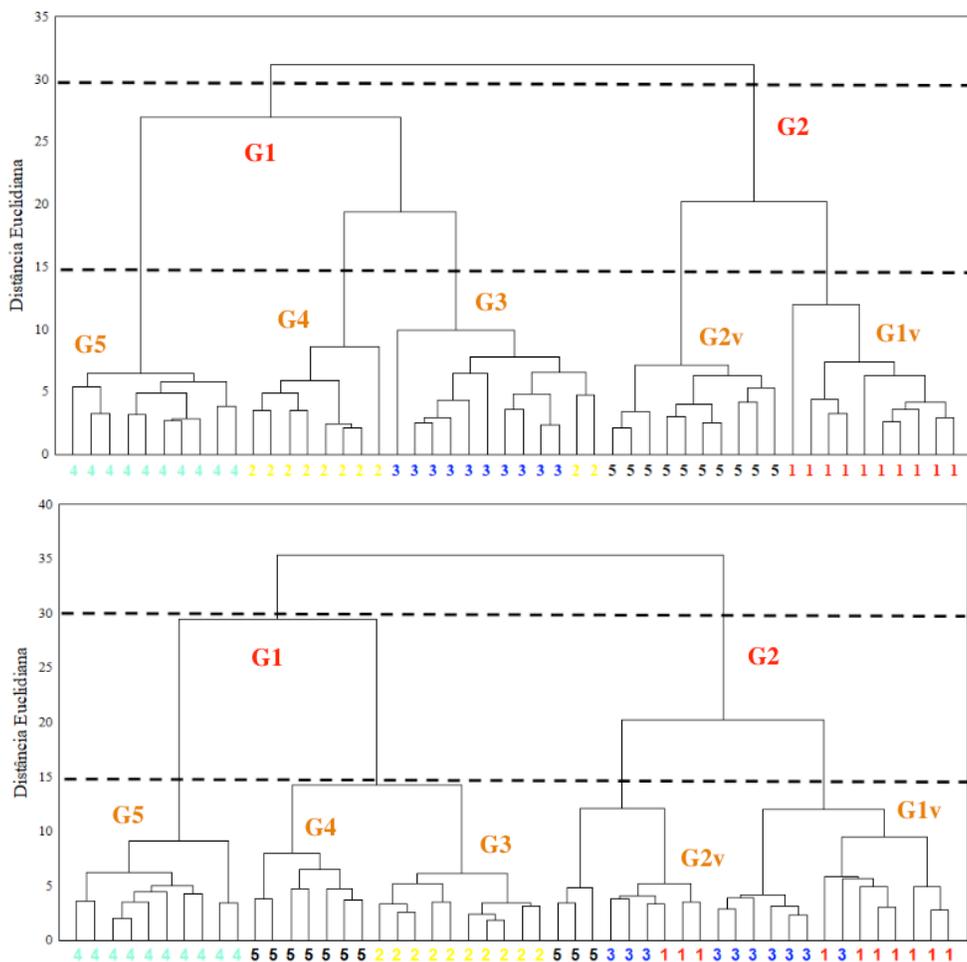



Figura 9. Dendrograma resultante da análise hierárquica de agrupamentos mostrando a formação de grupos segundo as variáveis analisadas na litossequência na região de Manicoré, AM na profundidade 0,0 – 0,10 m e 0,10 – 0,20 m.

O dendograma do horizonte superficial e subsuperficial formaram dois grandes grupos quando admitido um corte na distância de ligação 30 (Figura 9), o que evidencia certa similaridade nos seus padrões, porém ocorre variação na composição dos grupos, onde no horizonte superficial o G1 é formado por sopé de transporte, terço superior e terço inferior, enquanto o G2 é composto por sopé de deposição e topo. Este comportamento de similaridade em seus atributos do solo pode ser justificado pela relação que ocorre no G1, pois, estas unidades de vertentes se encontram na mesma superfície geomórfica e o G2 possivelmente possuem maior similaridade devido a influência dos processos como a lixiviação que ocorre do topo em direção ao sopé de deposição. Para Cunha et al., (2005) e Campos et al., (2010) que encontrou em seus trabalhos resultados similares ao G1 deste referido estudo justificou que os resultados acima ainda podem ser explicados pelo fato de um grupo de solos (G1) ocuparem as posições mais instáveis da paisagem e por serem horizontes superficiais permitindo este resultado.

No horizonte subsuperficial o grupo G1 foi formado por sopé de transporte, sopé de deposição e terço superior, já o G2 foi formado por topo e terço superior, com pequena influência do sopé de deposição, confirmando que ocorrem maiores similaridades em profundidade nas unidades de vertentes que se encontram próximas, haja vista que o processo de formação ocorre mais intensamente nas menores profundidades devido a maior influência dos fatores de formação do solo. Segundo Campos et al., (2010) estudando uma topossequência em Manicoré-Am, observou que houve semelhança na formação de grupos com o horizonte superficial ao comparar com o subsuperficial, porém, evidenciou que ocorre relações de interdependência entre os horizontes superficial e subsuperficial.

São observados cinco grupos referentes as unidades de vertentes de forma bem nítida ao admitir um corte na distância de ligação 15 em ambas as profundidades (Figura 9). Estes comportamentos representados nos dendogramas indicam que os atributos físicos e químicos apresentam relações com suas devidas unidades de vertentes com potencial para diferencia-las. Neste sentido, a análise de Cluster representada pelo dendograma foi eficiente para identificar as unidades de vertentes, assim como indicar a similaridade entre elas, através das relações entre os atributos físicos e químicos do solo. Campos et al., (2013) estudando uma superfície geomórfica de transição várzea-terra firme no sul do Amazonas observou que o uso conjunto dos atributos físicos e químicos permitiu ordenar os dados nas três superfícies geomórficas mapeadas, ou seja, os atributos do solo que se expressam em uma mesma superfície geomórfica são semelhantes entre si, e diferem daqueles das superfícies geomórficas adjacentes.

## Classificação dos Perfis

Com base no Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) (EMBRAPA, 2013), os cinco perfis da litossequência foram classificados até o 4º nível categórico. Sendo acrescentadas no final as fases: classes de relevo regional e vegetação primária.

O perfil 01, solo de Cerrado denso, foi classificado no primeiro nível categórico (ordem) como Cambissolo devido á presença de horizonte B incipiente.

No primeiro nível categórico (ordem) os perfis 2 e 3, solo de área de Cerrado denso e Cerrado Baixo foram classificados como Neossolos, por ser um solo pouco evoluído, sem presença de horizonte B diagnostico definido.

O perfil 4 na área de Cerrado Alto, foi classificado no primeiro nível categórico (ordem) como Plintossolos devido a sua expressiva plintitização e formação de petroplintita e apresentando mosqueados.

No primeiro nível categórico (ordem) o perfil 5, solo de área de Floresta foi classificado como Argissolo, devido a presença do horizonte B textural.

No segundo nível categórico (subordem) os perfil 1 foi classificado como Cambissolo Háplicos, por não se enquadrar em Hístico, Húmico e caráter Flúvico.

No segundo nível categórico (subordem) o perfil 2 foi classificado como Neossolo Regolíticos, por estar sob contato lítico a uma profundidade maior que 50cm e horizonte A sobrejacente a Cr admitindo horizonte Bi (Figura 5).

No segundo nível categórico (subordem) o perfil 3 foi classificado como Neossolo Quartzarênicos, são solos sem contato lítico dentro de 50cm de profundidade, com sequencia de Horizonte A-C, porém apresentando textura areia ou areia franca em todos os horizontes (Figura 6).

No segundo nível categórico (subordem) o perfil 4 foi classificado como Plintossolos Argilúvicos, pois apresentou solos com horizontes plíntico e horizonte B textural ou caráter argilúvico (Figura 7).

No segundo nível categórico (subordem) o perfil 5 foi classificado como Argissolos Amarelo pois apresentam matiz 7,5 YR ou mais amarelo, na maior parte dos primeiros 100 cm horizonte B (inclusive BA).

Para o terceiro nível categórico (Grandes grupos), o perfil 1 classificado como Ta Distrófico por apresenta atividade de argila alta e os perfis 2, 4 e 5 foram classificados como Distrófico por apresentar saturação por base inferior a 50 % nos primeiros 100cm do horizonte B. O perfil 3 foi classificado como Órticos, devido não se enquadrar na classe anterior.

No quarto nível categórico (subgrupos), os perfis 1 e 2 foram classificados como como Lépticos devido o solo estar em contato lítico entre 50 e 100 cm da superfície do solo. Os perfis 03 e 04 foram classificados típicos por não se enquadrar em nenhuma classe anterior. O perfil 5 foi classificado como Abrúpticos, devido a sua mudança textural abrupta.

A classificação completa dos perfis de acordo com os critérios do Sistema Brasileiro de Classificação de Solo SiBCS (EMBRAPA, 2013), segue abaixo:

Perfil 1: CAMBISSOLO HÁPLICO Ta Distrófico léptico, textura média, A moderado, fase Cerrado Denso, relevo suave ondulado – CXvd.

Perfil 2: NEOSSOLO REGOLÍTICO Distrófico léptico, textura média, A moderado, fase Cerrado Denso, relevo suave ondulado – RRd.

Perfil 3: NEOSSOLO QUARTZARÊNICO Órtico típico, textura arenosa, A moderado, fase Cerrado Baixo, relevo plano – RQo.

Perfil 4: PLINTOSSOLO ARGILÚVICO Distrófico típico, textura média, A moderado, fase Cerrado Alto, relevo plano – FTd.

Perfil 5: ARGISSOLO AMARELO Distrófico abrúpticos, textura média/argilosa, A moderado, fase floresta Tropical densa, relevo suave ondulado – PAd.

## Teores dos elementos Si, Fe e Al do ataque sulfúrico, Fe e Al extraídos com ditionito-citrato-bicarbonato, com oxalato ácido de amônio e pirofosfato de sódio

Os teores de óxidos de alumínio ($Al_2O_3$), óxidos de ferro ($Fe_2O_3$), bem como de silício ($SiO_2$) extraídos pelo ataque sulfúrico variaram de 65 a 205 g $kg^{-1}$, 2 a 27 g $kg^{-1}$ e 0,5 a 14.1 g $kg^{-1}$ para os solos de arenitos Por outro lado, os solos desenvolvidos de gnaisse variaram de 85a 355 g $kg^{-1}$, 10 a 14 g $kg^{-1}$ e 7,45 a 14 g $kg^{-1}$, respectivamente (Tabela 5).

De forma geral, os teores de $Fe_2O_3$ dos solos estudados pertencem a classe hipoférrico, isto é, com teores de até 80 g/$kg^{-1}$ (< 8%) (EMBRAPA, 2013). Os maiores teores totais de $Fe_2O_3$ do ataque sulfúrico foram encontrados no perfil 4, referentes aos Plintossolos Háplicos Alítico léptico e perfil 5, Argissolo Acinzentado Distrófico Abrúpticos, cujos valores variaram entre 6,0 a 27,0 g $kg^{-1}$ e 10 a 14 g $kg^{-1}$ respectivamente. Os valores mais elevados de $Fe_2O_3$ está associado ao ambiente de ocorrência desses solos, a exemplo dos Plintossolos, ocorrendo no sopé da vertente. Nesse ambiente, a restrição à drenagem (mal a imperfeitamente drenados), mesmo que por determinado tempo, favoreceu a formação de concreções ferruginosas, ou seja, plintita, caraterística dos Plintossolos. Já nos casos dos Argissolos Acinzentados o incremento de $Fe_2O_3$ deve-se ao estágio mais intemperizados desses solos, predominando nas posições de topo e meia encosta da paisagem, conforme elucidado por Campos et al (2012).

Por sua vez, os menores teores de $Fe_2O_3$ foram constatados nos Cambissolos Háplicos (perfil 1) e Neossolo Regolitico (perfil 2), com teores variando de 2,0 a 10,0 g.$kg^{-1}$ e 14 g.$kg^{-1}$. Esse comportamento é reflexo do baixo teor de ferro total do material de origem, bem como menor grau de evolução, resultados concordantes os de Campos et al. (2012). Esses autores estudando uma topossequência na transição campos naturais-floresta na região de Humaitá encontraram valores de $Fe_2O_3$ variando entre 6,4 e 18,1 g $kg^{-1}$ e, afirmam que os valores estão dentro do que é normalmente observado nos solos amazônicos.

Os baixos valores de $Fe_2O_3$, nos solos estudados são decorrentes da pobreza de

ferro no material de origem. Pode inda ser justificados pela a alta pluviosidade da região e a uma possível baixa permeabilidade do solo, configurando-se assim para condições favoráveis à redução do ferro e sua saída do solo (ARAÚJO et al., 2004). As diferenças de cor do solo são refletidas pelo os teores $Fe_2O_3$ (MARQUES et al., 2004). Neste contexto, as cores cinzento a cinzento-avermelhado-claro do perfil 5 é resultante dos baixos teores de $Fe_2O_3$, presente no solo.

Os valores de $SiO_2$, aumentaram em profundidade, variando de 9,3 $g.kg^{-1}$ nos horizontes superficiais para 14 $g.kg^{-1}$ nos horizontes Btf. Nos perfis 1 e 2 os valores de $SiO_2$ variaram de 12.7 a 14.1 e 11,05 $g.kg^{-1}$, sendo o maior valor em superfície. No perfil 4, apresentou-se os menores valores de $SiO_2$, com valor de 0,5 $g.kg^{-1}$ na superfície e 10,05 $g.kg^{-1}$ no horizonte $Bf_2$. Em relação aos teores de $Al_2O_3$, verificou-se que nos perfis de meio topo e sopé de deposição P4 e P5 os teores foram mais elevados, demonstrando riqueza de alumínio no material de origem, enquanto o perfil P1 exibiu o menor valor (Tabela 5). Observa-se que os valores de $Al_2O_3$ nos perfis p1, p4 e p5 aumentam em profundidade, porém, com valores descontínuos ao longo do perfil.

| Horizontes | $SiO_2$ | $Fe_2O_3$ | $Al_2O_3$ | Feo | Fed | Ki | Kr |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | $g\ kg^{-1}$ | | | | ............................ | |
| | | | Perfil 1 – Topo - Cerrado baixo/denso | | | | |
| AB | 12,7 | 2 | 95 | 0.40 | 4 | 0.23 | 0.22 |
| Bi | 14,1 | 6 | 65 | 0.56 | 12 | 0.37 | 0.35 |
| BCr | 1,45 | 10 | 150 | 0.51 | 16 | 0.02 | 0.02 |
| | | | Perfil 2 – Terço Superior - Cerrado baixo/denso | | | | |
| BA | 11,05 | 14 | 180 | 0.81 | 17 | 0.10 | 0.10 |
| | | | Perfil 4 – Meio Topo - Cerrado alto | | | | |
| AB | 0,5 | 6 | 85 | 0.44 | 4 | 0.01 | 0.01 |
| BAf | 1,85 | 27 | 205 | 0.49 | 19 | 0.02 | 0.01 |
| Bf1 | 6,35 | 7 | 140 | 0.35 | 13 | 0.08 | 0.07 |
| Bf2 | 10,05 | 16 | 85 | 0.42 | 32 | 0.20 | 0.18 |
| | | | Perfil 5 – Sopé de deposição – Floresta | | | | |
| AB | 9,3 | 11 | 85 | 0.74 | 17 | 0.19 | 0.17 |
| $Bt_1$ | 13,8 | 12 | 185 | 0.46 | 26 | 0.13 | 0.12 |
| $Bt_2$ | 7,45 | 14 | 355 | 0.30 | 33 | 0.04 | 0.03 |
| Btf | 14 | 10 | 90 | 0.30 | 31 | 0.26 | 0.25 |

Tabela 7. Teores de Si, Fe, Al do ataque sulfúrico, Fe e Al extraído com ditionito-citrato-bicarbonato, em uma litossequência arenito-gnaisse na região de Manicoré, AM.5.

Teores de óxidos totais no extrato sulfúrico (SiO2, Fe2O3, Al2O3,), Ki- Relações moleculares sílica/alumínio (Ki = SiO2/Al2O3×1,75), Kr- Relações moleculares sílica/óxidos de ferro e alumínio (Kr = SiO2/Al2O3 + Fe2O3), Fed- ferro extraído por ditionito-citrato-bicarbonato, Feo- ferro extraído por oxalato ácido de amônio.

Os maiores valores de Fe extraído com DCB ($Fe_d$) foram verificados no perfil 4 e 5 e menores no perfil 1, entretanto, quando analisou-se por perfil foi constatada tendência de crescimento com a profundidade do solo, devido, principalmente, à pobreza do material de origem, ao transporte e deposição de sedimentos, ao intenso processo de desferrificação, promovido pelas condições climáticas e, ao maior nível de substituição isomórfica de Fe por Al na estrutura dos óxidos de Fe, conforme destacam Curi & Franzmeier, (1984). Para Costa et al. (2009), os processos de oxidação e redução, ainda que por um curtos períodos de tempo, unificados à presença de matéria orgânica, são satisfatórios para que através da atividade microbiana ocorra a redução das formas oxidadas de ferro ($Fe^{3+}$), presente na estrutura dos óxidos para à forma reduzida ($Fe^{2+}$), está última por ser solúvel pode ser removida do *solum*, ocasionando cores pálidas nos solos (solos claros e acinzentados). Na caracterização morfológica foi verificado que o Plintossolos Háplicos (P4) apresenta mosqueado nos horizontes (BAf e BAf1), além de ser imperfeitamente drenado.

Os valores do elemento Fe extraído com o oxalato ácido de amônio ($Fe_o$) foi baixo em todos os solos. Apresentam valores aproximados nos perfis 1 e 4, e os maiores apresentado no perfil 5 no sopé de deposição, ocorrendo um decréscimo em profundidade no perfil de Argissolo acinzentado, apresentando os maiores valores de Fe extraído com oxalato de amônio nos horizontes superficiais, enquanto que nos perfis 1 e 4 ocorre o inverso com os maiores (Tabela 5), valores de $Fe_o$ , nos horizontes Bi e BAf.

Os valores do índice Ki nos solos da litossequencia variaram de 0,01 a 0,37 (Tabela 5). No perfil 4 os valores do Ki variaram de 0,01 a 0,20 e Kr variando de 0,01 a 0,18, foram baixos, demonstrando avançado estádio de intemperismo do solo deste perfil. Estes valores de Ki e Kr conferem certo grau de intemperismo aos solos estudados, sendo menos intemperizado os solos do topo confirmado pela a presença de Cambissolo Háplicos. Os maiores valores do índice Ki e Kr são atribuídos provavelmente aos maiores teores de Si no material de origem, comprovado pelo o aumento deste elemento em profundidade para os perfis de 1 e 5.

## CONCLUSÕES

Os solos da litossequência estudada apresentaram forte influencia do material de origem e do relevo na área estudada, apresentaram baixo grau de desenvolvimento pedogenético. Destacam-se solos rasos e poucos profundos (Cambissolo Háplicos, Neossolo Regolíticos, Neossolo Quartzarênicos), nas áreas de topografia mais movimentadas, e de solos mais profundos (Plintossolos Háplicos e Argissolo Acinzentados), em área de topografia mais aplainada, justificado pelas diferentes condições de relevo, umidade e temperatura na qual os solos estão condicionados, ficando evidente que a variação dos solos na litossequência tem relação direta com a variação do relevo e do material de

origem, os quais foram os fatores determinantes na diferenciação dos solos, situados numa mesma região climática.

Houve dominância da fração areia em relação às demais frações em todos os perfis estando relacionada com a natureza aluvial do material de origem, sendo os maiores valores ocorrendo no Neossolo Quartzarênicos Hidromórficos espodossólicos apresentando de forma crescente a medida que aprofunda o perfil.

Os conteúdos de soma de base foram muito baixos em todos os perfis, em contrapartida elevados valores para alumínio ($Al^{3+}$) e baixo pH em água definindo o caráter alíco em todos os solos, o que parece ser uma característica da mineralogia do material de origem dos solos.

## REFERÊNCIAS

ABREU, S. L.; REICHERT, J. M.; SILVA, V. R.; REINERT, D. J.; BLUME, E. Variabilidade espacial de propriedades físico-hídricas do solo, da produtividade e da qualidade de grãos de trigo em Argissolo Franco Arenosos sob plantio direto. Ciência Rural, Santa Maria, v. 33, p. 275-282, 2003.

ALLEONI, L. R. F.; CAMARGO, O. A. Atributos físicos de Latossolos ácricos do norte paulista. Acientia Agrícola, Piracicaba, v. 51, p.321-326, 1994.

ALMEIDA, J. R;. Saúde e Meio Ambiente. In Ciências Ambientais. 2. ed. Rio de Janeiro: Editora Tex: Almeida Cabral, p. 419-457, 2010.

ALMEIDA, F. F. M.; HASUI, Y.; BRITO NEVES, B. B. The Upper Precambrian of South America. B. Instituto Geociências. USP, 7, p.45-80, 1976.

ALVAREZ V., V. H.; NOVAIS, R. F.; BARROS, N. F.; CANTARUTTI, R. B.; LOPES, A. L. Interpretação dos resultados das análises de solos. In: RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; eds. Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª aproximação. Viçosa, CFSEMG, cap. 5, p.25-32. 1999.

AMARO FILHO, J.; ASSIS JÚNIOR, R. N. MOTA, J. C. A. Física do solo: Conceitos e aplicações. Fortaleza, Imprensa Universitária, 290p. 2008.

ANDERSON, A.B. White-sand vegetation of Brazilian Amazonia. Biotropica, v. 13, p. 199-210, 1981.

ANJOS, L. H. C.; PEREIRA, M. G; PEREZ, D. V; RAMOS, D. P. Caracterização e classificação de plintossolos no Município de Pinheiro-MA. Rev. Bras. Ciênc. Solo. , vol.31, n.5, 2007.

ANJOS, L.H.C.; SILVA, L.M.; WADT, P.G.S. (Eds). Guia de campo da IX Reunião Brasileira de Correlação e Classificação de Solos. Rio Branco: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 100p. 2010.

ARAÚJO, E. A.; LANI, J. L.; AMARAL, E. F.; GUERRA, A. Uso da terra e propriedades físicas e químicas de Argissolo Amarelo distrófico na Amazônia Ocidental. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.28, p.307-315, 2004.

ASSIS, A. C. C.; Relação solo-vegetação no Parque Estadual Lagoa do Cajueiro, Norte de Minas Gerais. 118f. Tese (Doutorado) em Agricultura Tropical e Subtropical, Instituto Agronômico de Campinas, IAC, Brasil, 2016.

ÁVILA, F. F. Análise da cobertura pedológica em uma topossequência na bacia do córrego dos Pereiras –Depressão de Gouveia/MG. 133f. Dissertação (mestrado). Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Geociências, 2009.

AZEVEDO, A.C.; DALMOLIN, R.S.D. Solos e ambiente: uma introdução. Santa Maria: Palotti, 100p. 2004.

BAHIA, R. B. C. A Formação Palmeiral (Proterozóico Superior) na Serra dos Pacaás Novos, Oeste de Rondônia. Dissertação de Mestrado do Curso de Pós-graduação em Geologia e Geociências - UFPA. Belém, 1997.

BARBOSA FILHO, M. P.; FAGERIA, N. K.; ZIMMERMANN, F. J. P. Atributos de fertilidade do solo e produtividade do feijoeiro e da soja influenciados pela calagem em superfície e incorporada. Ciênc. agrotec. [online], v.29, n.3, p. 507-514. 2005.

BARBOSA , G. S. Uso de atributos do solo na identificação de limites para preservação de Veredas no Mato Grosso do Sul . 71f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia Ilha Solteira, 2016.

BRASIL. Departamento Nacional da Produção Mineral. Projeto RADAM. Folha SB.21 Tapajós; geologia, geomorfologia, solos, vegetação e uso potencial da terra. Rio de Janeiro, 418p. 1975.

BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Projeto Radambrasil, folha SB. 20, Purus. Rio de Janeiro, 561 p. 1978.

BRASIL. Plano de Manejo do Parque Nacional dos Campos Amazônico. Programa de áreas Protegida da Amazônia. Parceria com Ministério do Meio Ambiente e Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Brasília, 2011.

BRAUN, E.H.G.; RAMOS, J.R.A. Estudo agroecologico dos campos Puciari-Humaita (Estado do Amazonas e Territorio Federal de Rondonia). Revista Brasileira de Geografia. v. 21, n.3, p. 443-497, 1959.

BOCKHEIM, J. G.; GENNADIYEV, A. N.; HAMMER, R.D.; TANDARICH, J. P. Historical development of key concepts in pedology. Geoderma, Amsterdam, v. 124 p. 23–36, 2003.

BUI, E.N.; LOUGHEAD, A.; CORNER, R. Extracting soil-landform rules from previous soil surveys. Australian Journal of Soil Research. 37:495–508. 1999.

CPRM, Serviço Geológico do Brasil. Centro de Pesquisa de Recursos Minerais. Hidroclimatologia, geologia, recursos minerais, geomorfologia e unidades de paisagens. Relatório Técnico - Manaus, 93p. 2001.

CPRM. Mapa Geológico do Estado do Amazonas. Geologia e recursos minerais do Estado do Amazonas. Sistemas de Informações Geográficas – SIG, Programa Geologia do Brasil. Escala 1: 1.000.000. Rio de Janeiro, Ministério de Minas e Energia. 1 CD-ROM. Programa Geologia do Brasil. 2004.

CPRM, Serviço Geológico do Brasil. Geodiversidade do Estado do Amazonas. Programa geologia do Brasil levantamento da Geodiversidade - Manaus, 2010.

CALONEGO, J. C; SANTOS, C. H.; TIRITAN, C. S.; CUNHA JÚNIOR, J. R. Estoque de carbono e propriedades físicas de solos submetidos a diferentes sistemas de manejo. Revista Caatinga, v. 24, p. 128-135, 2012.

CAMARGO, L. A.; MARQUES JUNIOR, J.; PEREIRA, G. T.; HORVAT, R. A. Variabilidade espacial de atributos mineralógicos de um Latossolo sob diferentes formas do relevo: I - Mineralogia da fração argila. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v. 32, p. 2269-2277, 2008a.

CAMARGO, L. A., MARQUES JÚNIOR, J., PEREIRA, G. T; HORVAT, R. A. Variabilidade espacial de atributos mineralógicos de um Latossolo sob diferentes formas do relevo. II-Correlação espacial entre mineralogia e agregados. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v. 32, n.6, p. 2279-2288, 2008b.

CAMARGO, L. A; MARQUES JÚNIOR, J; PEREIRA, G. T; ALLEONI, L. R. F. Spatial correlation between the composition of the clay fraction and contents of available phosphorus of an Oxisol at hillslope scale. Catena, United Kingdom, v. 100, p. 100-106, 2013.

CAMPOS, M.C.C.; MARQUES JÚNIOR, J.; PEREIRA, G.T.; FREITAS, E.V.S. Dependência espacial de atributos químicos em área cultivada com cana-de-açúcar em Pereira Barreto, SP. Revista Ciência Agronômica, Fortaleza, v. 38, n. 4, p. 350-359, 2007.

CAMPOS, M. C. C.; MARQUES JÚNIOR, J.; PEREIRA, G. T.; MONTANARI, R.;Camargo, L. A;. Relações solo-paisagem em uma litosseqüência Arenito-basalto na região de Pereira Barreto, SP. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 31, p. 519-529, 2007a.

CAMPOS, M. C. C.; MARQUES JÚNIOR, J.; PEREIRA, G. T.; MONTANARI, R.; SIQUEIRA, D. S. Variabilidade espacial da textura de solos de diferentes materiais de origem em Pereira Barreto, SP. Revista Ciência Agronômica, Fortaleza v. 38, n. 2, p. 149-157, 2007b.

CAMPOS, M. C. C. Pedogeomorfologia aplicada à ambientes amazônicos do médio Rio Madeira, 242f. Tese (Doutorado em Ciências do Solo) – Departamento de Agronomia, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2009.

CAMPOS, M. C. C.; RIBEIRO, M. R.; SOUZA JÚNIOR, V. S.; RIBEIRO FILHO, M. R.; COSTA, E. U. C. Segmentos de vertente e atributos do solo de uma topossequência na região de Manicoré, AM. Revista Ciência Agronômica, v. 41, n. 4, p. 501-510, 2010.

CAMPOS, M. C. C.; MARQUES JUNIOR, J; PEREIRA, G. T. Influência das superfícies geomorfológicas na distribuição espacial dos atributos do solo em área sob cultivo de cana-de-açúcar. Pesquisa Agropecuária Tropical, Goiânia, v. 40, n. 2, p. 133-141, 2010a.

CAMPOS, M.C.C., RIBEIRO, M.R.; SOUZA JÚNIOR, V.S. de; RIBEIRO FILHO, M.R.; ALMEIDA, M. da C. de. Relações solo-superfície geomórfica em uma Topossequência Várzea-Terra firme na Região de Humaitá (AM). Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.36, p.325-336, 2012.

CAMPOS, M. C. C. Relações solo-paisagem: conceitos, evolução e aplicações. Ambiência - Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais, Guarapuava, v. 8, n. 3, p. 963-982, 2012.

CAMPOS, M.C.C.; RIBEIRO, M R.; SOUZA JÚNIOR, V.S.; RIBEIRO FILHO, M.R.; SOUZA, R.V.C.C.; ALMEIDA, M.C. Topossequência de solos na transição Campos Naturais-Floresta na região de Humaitá, Amazonas Acta Amazônica, Manaus, v. 42, n. 3, p. 387-398, 2012a.

CAMPOS, M. C. C.; RIBEIRO, M. R.; SOUZA JÚNIOR, V. S.; RIBEIRO FILHO, M. R.; ALMEIDA, M. C. Topossequência de solos na transição Campos Naturais-Floresta na região de Humaitá, Amazonas. Acta Amazônica, Manaus, v. 42, n. 3, p. 387-398, 2012b.

CAMPOS, M. C. C., MARQUES JÚNIOR, J., SOUZA, Z. M. D., SIQUEIRA, D. S., PEREIRA, G. T. Discrimination of geomorphic surfaces with multivariate analysis of soil attributes in sandstone-basalt lithosequence. Revista Ciência Agronômica, Fortaleza, v. 43, n. 3, p. 429-438, 2012a.

CAMPOS, M. C. C.; MARQUES JÚNIOR, J.; MARTINS FILHO, M. V.; SOUZA, Z. M.; BORGES, R. C. T. Geomorphic surface and estimation of soil erosion on a sandstone-basalt substratum of a toposequence in Jardinópolis. Revista de Ciência Agrária, São Paulo, v. 56, n. 3, p. 227-234, 2013.

CAMPOS, M. C. C.; RIBEIRO, M. R; SOUZA JÚNIOR, V. S.; RIBEIRO FILHO, M. R.; AQUINO, R. E.; OLIVEIRA, I. A. Superfícies geomórficas e atributos do solo em uma topossеqüência de transição várzea-terra firme. Bioscience Journal (Online), v. 29, p. 132-142, 2013

CAMPOS, M. C. C., SOARES, M. D. R., NASCIMENTO, M. F., & SILVA, D. M. P. Estoque de carbono no solo e agregados em Cambissolo sob diferentes manejos no sul do Amazonas. Revista Ambiente & Água, vol. 11 n. 2 p. 339-349, 2016.

COCHRANE, T. T.; COCHRANE, T.A.; Diversity of the Land Resources in the Amazonian State of Rondônia, Brazil. Acta Amazônica, v.36, n.1, 2006.

COSTA, A. C. S.; BIGHAM, J. M. Óxidos de ferro. In: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F. Química e mineralogia do solo, Parte I. SBCS, Viçosa, MG. p. 505-572, 2009.

CUNHA, P; MARQUES JÚNIOR, J CURI, J; PEREIRA, G. T; LEPSCH, I. P. Superfícies geomórficas e atributos de latossolos em uma sequência arenítico-basáltica da região de Jaboticabal (SP). Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v. 29, n. 3, p. 81-90, 2005.

CUNHA, E. Q.; STONE, L. F.; MOREIRA, J. A. A.; FERREIRA, E. P. B.; DIDONET, A. D.; LEANDRO, W. M. Sistemas de preparo do solo e culturas de cobertura na produção orgânica de feijão e milho. I - Atributos físicos do solo. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.35, n. 2, p. 589-602, 2011.

CUNHA, J. M.; Atributos do solo e emissão de CO2 em ambientes de Terra Preta Arqueológica preservada e sob cultivo em Novo Aripuanã, Amazonas. 80 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Mato Grosso, UFMT, Instituto de Física, 2016.

CURI, N ; KÄMPF, N . Caracterização do solo. In: Pedologia: Fundamentos. KER, J. C.; CURI, N.; SCHAEFER, C. E. G. R.; VIDAL-TORRADO, P. Viçosa, MG: SBCS, p. 147-169, 2012.

CURI, N.; FRANZMEIER, D. P. Toposequence of Oxisols from the Central Plateau of Brazil. Soil Science Society of America Journal, Madison, v.48, n.2, p.341-346, mar. 1984.

DANZER, M.; Relação solo-relevo na subunidade morfoescultura de Nova Santa Rosa/PR. 76 f. Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual do Oeste – PR, Campus Marechal Rondon, 2015.

DELARMELINDA, E. A.; Solos desenvolvidos nas bacias sedimentares do Acre e do Solimões, Amazônia Sul-Ocidental. 144 f. Tese (Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Departamento de Agronomia, Recife, 2015.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de métodos de análise de solo. Rio de Janeiro, 230p. 2011.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Brasília, 353p. 2013.

FERNANDES, F. C. S.; MONICA, M. S.; ALVES, M. C. Produtividade de culturas e atributos físicos de um Latossolo afetado pelo sistema de manejo. Revista Brasileira de Milho e Sorgo, Sete Lagoas, v. 6, n. 3, p. 297-308, 2007.

FERNANDES, J. D.; CHAVES, L. H. G.; OLIVEIRA, F. H. T.; FARIAS, D. R. Ponto de efeito salino nulo e cargas elétricas de solos do estado da Paraíba. Caatinga, v. 21, n. 2, p.147-155. 2008.

FREITAS, H.A.; PESSENDA, L.C.R; ARAVENA, R.; GOUVEIA, S.E.M.; RIBEIRO, A.S.; BOULET, R.; Florestas X Savanas no passado na Amazônia. Ciência Hoje, São Paulo, v. 32 p. 40-46, 2002.

FREITAS L, CASAGRANDE J. C, OLIVEIRA I. A; CAMPOS M. C. C. Análise multivariada na avaliação de atributos de solos com diferentes texturas cultivados com cana-de-açúcar. Revista Ciência Agrarias, v. 57, n. 3, p. 224-233, 2014.

GARDA, A. A.; SILVA, J. M. C.; BAIÃO, P. C. Biodiversity conservation and sustainable development in the Amazon. Systematics and Biodiversity, v.8, n.2, , p.169-175, 2010.

GUIMARÃES, S. T.; LIMA, H. N.; TEIXEIRA, W. G.; NEVES JUNIOR, A. F.; SILVA, F. W. R.; MACEDO, R. S.; SOUZA, K. W. Caracterização e classificação de Gleissolos da várzea do rio Solimões (Manacapuru e Iranduba), Amazonas, Brasil. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 37, n. 2. p.317-326, 2013.

GUIMARÃES, F. S.; BUENO, G. T., As campinas e campinaranas amazônicas/The amazonian campinas and campinaranas. Caderno de Geografia, Minas Gerais, v. 26, n. 45, p. 113-133, 2016.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Atualizado pela Diretoria de Geociências – Recursos Naturais: Geologia, Geomorfologia, Solos, Hidrografia e Vegetação, Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 2016.

JACOMINE, P.K.T. Origem e evolução dos conceitos e definições de atributos, horizontes diagnósticos e das classes de solos do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS). Tópicos em ciência do solo. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p.193-231, 2005.

JUSTINA, E. E. D. Zoneamento geoambiental da zona de amortecimento da Reserva biológica do Jaru-RO, como subsídios ao seu plano de manejo. Tese de Doutorado - Programa de Pós-graduação em Geociências e Meio Ambiente. Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas. Rio Claro/SP, 225 p, 2009.

KÄMPF, N.; CURI, N. Óxidos de ferro: Indicadores de ambientes pedogênicos e geoquímicos. Tópicos em ciência do solo. Viçosa: SBCS, v.1, p.107-138, 2000.

KRASILNIKOV, P.V.; CALDERÓN. N.E.G.; SEDOV, S.N.; GÓMEZ, E.V.; BELLO, R.R. The relationship between pedogenic and geomorphic processes in mountainous tropical forested area in Sierra Madre del Sur, Mexico. Catena. 62:14-44, 2005.

KWEON, G.; LUND, E.; MAXTON, C. Soil organic matter and cation exchange capacity sensing with on-the-go electrical conductivity and optical sensors. Geoderma v.199, p. 80–89, 2013.

LACERDA FILHO J.V., ABREU FILHO W., VALENTE C.R., OLIVEIRA C.C, ALBUQUERQUE M.C. . Geologia e Recursos Minerais do Estado de Mato Grosso. Escala 1:1.000.000. Goiânia. CPRM. CD-ROM, 2004.

LARK, R. M. Exploring scale-dependent correlation of soil properties by nested sampling. European Journal of Soil Science, Amsterdam, v. 56, n. 2, p. 307–317, 2005.

LAURANCE, W.F.; CAMARGO, J.L.C.; LUIZÃO, R.C.C.; LAURANCE, S.G.; PIMM, S.L.; BRUNA, E.M.; STOUFFER, P.C.; - The fate of the Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. Biological Conservation. v. 144, p.56-67. 2011.

LEITE, R. N.; ROGERS, D. S.; Revisiting Amazonian phylogeography: insights into diversification hypotheses and novel perspectives. Organisms Diversity & Evolution, v.13, n.4, , p.639-664, 2013.

LEPSCH, I. F. 19 lições de pedologia. São Paulo: Oficina de textos, 456p. 2011.

LIMA, H.N.; MELLO, J.W.V.; SCHAEFER, C.E.G.R. & KER, J.C. Dinâmica da mobilização de elementos em solos da Amazônia submetidos à inundação. Acta Amazônica. V. 35, p.317-330, 2005.

LIMA, H.N.; MELLO, J.W.V.; SCHAEFER, C.E.G.R.; KER, J.C. & LIMA, A.M.N. Mineralogia e química de três solos de uma topossequência da Bacia Sedimentar do Alto Solimões, Amazônia Ocidental. Revista Brasileira de Ciência do Solo. v. 30, p. 59-68, 2006.

LOSS, A.; PEREIRA, M. G.; SCHULTZ, N.; ANJOS, L. H. C.; SILVA, E. M. R. Quantificação do carbono das substâncias húmicas em diferentes sistemas de uso do solo e épocas de avaliação. Bragantia, Campinas, v. 69, n. 4, p.913-922, 2010.

MADRUCCI, V; VENEZIANI, P; PARADELLA, W. R. Caracterização geológica e estrutural através da interpretação do produto integrado TM-Landsat 5 e dados aerogamaespectrométricos, região de Alta Floresta - MT. Revista Brasileira Geofísica. São Paulo , v. 21, n. 3, p. 219-234, Dec. 2003.

MAIA, M. A. M.; MARMOS, J. L.; Geodiversidade do estado do Amazonas. Manaus: CPRM. P. p. 73-77, 2010.

MARCHÃO, R. L.; BALBINO, L. C.; SILVA, E. M.; JUNIOR, J. D. G. S.; SÁ, M. A. C.; VILELA, L. BECQUER, T. Qualidade física de um Latossolo Vermelho sob sistemas de integração lavoura-pecuária no Cerrado. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v. 42, n. 6, p. 873-882, 2007.

MARQUES, A. C. G. Evidências de Fusão Parcial nas Rochas do Complexo Nova Monte Verde, Parte Sul do Cráton Amazônico, Norte do Estado de Mato Grosso. 63 f. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Mato Grosso, Instituto de Ciências Exatas e da Terra - Programa de pós-graduação em Geociências, 2015.

MARQUES, J. J. G. S. M.; SCHULZE, D. G.; CURI, N. MERTZMAN, S. A. Major element geochemistry and geomorphic relationships in Brazilian Cerrado soils. Geoderma, v.119, p.179-195, 2004.

MARQUES JÚNIOR, J. Distribuição e atributos dos solos em relação à forma e evolução de uma vertente em Monte Alto, SP. 226f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo. Piracicaba, 1995.

MARTINS, G. C; FERREIRA, M. M.; CURI, N.; VITORINO, A. C. T.; SILVA, M. L. N. Campos nativos e matas adjacentes da região de Humaitá (AM): atributos diferencias dos solos. Ciência e Agrotecnologia, Lavras, v.30, n. 2, p.221-227, 2006.

MAYLE, F.E.; POWER, M.J. Impact of a drier Early-Mid-Holocene climate upon Amazonian forest. Philosophical Transactions of the Royal Society, v.363, p.1829-1838, 2010.

MEHRA, O. P.; JACKSON, M. L. Iron oxide removal from soils and clays by a dithionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate. In: SWINEFORD, A. (Ed.). National conference on clays and clay mineral. Washington: Pergamon Press, p. 317–342, 1960.

MEIRELES, H. T.; MARQUES JÚNIOR, J.; CAMPOS, M. C. C.; PEREIRA, G. T. Relações solo-paisagem em topossequência de origem basáltica. Pesquisa agropecuária tropical, Goiânia, v. 42, n. 2, p. 129-136, 2012.

MENDONÇA, B. A. F.; FERNANDES FILHO, E. I.; SCHAEFER, C. E. G. R.; SIMAS, F. N.B.; PAULA, M. D. Os Solos das Campinaranas na Amazônia Brasileira: Ecossistemas Arenícolas Oligotróficos. Ciência Florestal, Santa Maria, v. 25, p. 827-839, 2015.

MELO, V. F, ALLEONI, L. R. F, editores. Química e mineralogia do solo. Conceitos básicos. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo; p.251-332. 2009.

MINASNY, B.; McBRATNEY, A.B. Mechanistic soil-landscape modelling as an approach to developing pedogenetic classifications. Geoderma. 133:138-149, 2006.

MOORE, I.D.; GRAYSON, R.B.; LADSON, A.R. Digital terrain modeling: a review of hydrological, geomorphological, and biological applications. Hydological Processes. 5:3–30, 1991.

MONTANARI, R.; MARQUEZ JÚNIOR, J.; PEREIRA, G.T. & SOUZA, Z.M. Forma da paisagem como critério para otimização amostral de Latossolos sob cultivo de cana-de-açúcar. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília, v. 40, p. 69-77, 2005.

MUGGLER, C. C. Educação em solos: princípios, teoria e métodos. Revista Brasileira Ciência do Solo, Viçosa, v. 30 p. 733-740. 2006.

OLIVEIRA, L.B.; RIBEIRO, M.R.; FERRAZ, F.B.; JACOMINE, P.K.T. Classificação de solo Planossólicos do sertão do Araripe (PE). Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.27, p.685-693, 2003.

OLIVEIRA, I. A.; JUNIOR, J. M.; CAMPOS, M. C. C.; AQUINO, R. E.; FREITAS, L.; SIQUEIRA, D. S.; CUNHA, J. M. Variabilidade espacial e densidade amostral da suscetibilidade magnética e dos atributos de Argissolos da região de Manicoré, AM. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 39, p. 668-681, 2015.

PENNOCK, D.J.; VELDKAMP, A. Advances in landscape-scale soil research. Geoderma. 133:1-5, 2006.

PEREIRA, M. G., SCHIAVO, J. A., FONTANA, A., NETO, D., HYPÓLITO, A., & MIRANDA, L. P. M. D. Caracterização e classificação de solos em uma topossequência sobre calcário na Serra da Bodoquena, MS. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 25-36, 2013.

PRAGANA R. B, RIBEIRO M. R, NÓBREGA J. C. A, RIBEIRO FILHO M. R, COSTA J. A. Qualidade física de Latossolos Amarelos sob plantio direto na região do Cerrado piauiense. Revista Brasileira Ciência do Solo, v. 36, n. 1, p. 591-600, 2012.

RAIJ, B. V.; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agronômico, p. 285, 2001.

REICHERT, J.M.; REINERT, D.J.; BRAIDA, J.A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. Revista Ciência & Ambiente, v. ed. 27, n., p. 29-48, Santa Maria. 2003.

REIS, N. J., BAHIA, R. B. C., ALMEIDA, M. E., COSTA, U. A. P., BETIOLLO, L. M., OLIVEIRA, A. C., SPLENDOR, F. O supergrupo Sumaúma no contexto geológico da Folha SB.20-Z-D (SUMAÚMA), sudeste do Amazonas: modo de ocorrência, discussão de idades em zircões detríticos e correlações no SW do Cráton do Amazonas. Contribuições à Geologia da Amazônia, Belém, v. 8, n. 1, p. 199- 222, 2013.

RIBEIRO, P. S. E.; VILLAS BOAS, P.F. Programa Levantamentos Geológicos Básicos do Brasil – PLGB. Projeto Província Mineral de Alta Floresta (PROMIN ALTA FLORESTA). Geologia e Recursos Minerais da Folha São João da Barra – SC.21-V-D. Brasília: CPRM, 2005.

RIBEIRO M. R.; OLIVEIRA L. B; ARAUJO FILHO J. C. Caracterização Morfológica do solo – e KER, J. C.; CURI N.; SCHAEFER, C.E.G.R. 7 VIDAL-TORNADO, P., eds. Pedologia; fundamentos. 2012.

RICHTER, R.L.; AMADO, T.J.C.; FERREIRA, A.O.; ALBA, P.J.; HANSEL, F. D. Variabilidade espacial de atributos da fertilidade de um Latossolo sob plantio direto influenciados pelo relevo e profundidade de amostragem. Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer, Goiânia-GO, v.7, n.13; p.1043-1059; 2011.

RODRIGUES, J. V. F. C.; GONÇALVES, J. F. C. G. Leaf gas Exchange, photon capture and light harvest in Aldina heterophylla along a vegetation gradient in the Amazon Rainforest. American Journal of Plant Science, Estados Unidos, v. 5, p. 1477-1488. 2014.

ROSSETTI, K. V.; CENTURION, J. F. Estoque de carbono e atributos físicos de um Latossolo em cronossequência sob diferentes manejos. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 19, p. 252-258, 2015.

ROSOLEN, V.; HERPIN, U. Expansão dos solos hidromórficos e mudanças na paisagem: um estudo de caso na região Sudeste da Amazônia Brasileira. Acta Amazônica, v.38, n.3, p.483 – 490, 2008.

ROZANE, D. E.; CENTURION, J. F.; ROMUALDO, L. M.; TANIGUCHI, C. A. K.; TRABUCO, M.; ALVES, A. U. Estoque de carbono e estabilidade de agregados de um Latossolo Vermelho Distrófico, sob diferentes manejos. Bioscience Journal, v. 26, n. 1, p. 24-32, 2010.

SANTOS, J. C. B.; SOUZA JÚNIOR, V. S.; CORRÊA, M. M.; RIBEIRO, M. R.; ALMEIDA, M. C.; BORGES, L. E. P. Caracterização de Neossolos Regolíticos da Região Semiárida do Estado de Pernambuco. Revista Brasileira Ciência do Solo, v. 36. p. 683-695, 2012.

SANTOS, L. A. C.; CAMPO, M. C. C.; COSTA, H. S.; PEREIRA, A. R. Caracterização de solos em uma topossequência sob terraços aluviais na região do médio rio Madeira (AM). Ambiência - Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais, Guarapuava, v. 8, n. 2, p. 319-331, 2012.

SANTOS, R. D.; LEMOS, R. C.; SANTOS, H. G.; KER, J. C.; ANJOS, L. H. C.; SHIMIZU, S. H. Manual de descrição e coleta de solos no campo. 6. ed. Viçosa. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 100p. 2013.

SBCS - Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. A utilidade dos mapeamentos de solos no Brasil. Boletim Informativo 39, Rio de Janeiro, p.35, 2013.

SCHAEFER, C. E. G. R. Bases físicas da paisagem brasileira: estrutura geológica, relevo e solos. In: ARAUJO, A. P.; ALVES, B. J. R. Tópicos em Ciência do Solo, vol. VIII, Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p. 1-71. 2013.

SCHOORL, J. M.; SONNEVELD, M.P.W.; VELDKAMP, A. Three dimensional landscape process modeling: The effect of DEM resolution. Earth Surface Processes and Landforms, United Kingdom, v. 25, p. 1025-1034, 2000.

SCHIAVO, J. A., PEREIRA, M. G., MIRANDA, L. P. M. D., NETO, D., HYPÓLITO, A., & FONTANA, A. Caracterização e classificação de solos desenvolvidos de arenitos da formação Aquidauana-MS. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 881-889, 2010.

SCHWERTMANN, U. The differentiation of iron oxide in soil by a photochemical extraction with acid ammoniun oxalate. Zeitschrift fuer Pflanzenernaehrung und Bodenkunde, Weinheim, v. 105, p. 104–201, 1964.

SILVA, M. N. F., RYLANDS, A. B., PATTON, J. S. L. Biogeografia e conservação da mastofauna na Floresta Amazônica brasileira, Instituto Socioambiental, São Paulo, 2001.

SILVA, G.E.; SILVA JUNIOR, M.O.; MELO, V.S. Efeitos de diferentes usos da terra sobre as características químicas de um latossolo amarelo do estado do pará. Acta Amazônica, 36: 151–158, 2006.

SILVA, L. G. T.; VALENTE, M.A.; WATRIN, O.S.; OLIVEIRA, R.R.S.; PIMENTEL, G.M. Mapeamento de solos em duas mesobacias hidrográficas no Nordeste Paraense. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, (Embrapa Amazônia Oriental. Documentos, 394), 33 p. ago. 2013.

SILVA, E. N. S; MONTANARI, R; PANOSSO, A. R; CORREA, A. R.; TOMAZ, P. K.; FERRAUDO, A. S. Variabilidade de atributos físicos e químicos do solo e produção de feijoeiro cultivado em sistema de cultivo mínimo com irrigação. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 39, p. 598-607, 2015.

SILVEIRA, C. P. L.; Caracterização de solo e sedimentos em depósito e fonte em potencial na Bacia Hidrográfica do Arroio Pelotas -127 f. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Pelotas, UFPEL – 2015.

SOUZA, Z.M. Variabilidade especial e atributos de um Latossolo sob diferentes formas de relevo. 153 f. (Tese de Doutorado) - Universidade Estadual Paulista. Jaboticabal, 2004.

SOUZA, J. O.; FRASCA, A. A. S.; OLIVEIRA, C. C. Relatório integrado. Folhas SC.21-VD, Rio São João da Barra; SC.21-X-C, Alta Floresta; SC.21-Z-A, Ilha 24 de Maio; SC.21-Z-B, Vila Guarita. Brasília: CPRM. 2005.

SOUZA, E. S.; FERNANDES, A. R.; BRAZ, A. M. S.; SABINO, L. L.; ALLEONI, L. R. F. Potentially toxic elements (PTEs) in soils from the surroundings of the Trans-Amazonian Highway, Brazil. Environmental Monitoring and Assement, v. 187, n. 1, p.40-74, 2015.

STATISTICA. Statistica 7.0, EUA Software. Tucksa: StatSof, 2005.

VELDKAMP, E. Organic Carbon Turnover in Three Tropical Soils under Pasture after Deforestation. Soil Science Society of America Journal, v.58, p.175-180, 1994.

VALLADARES, G.S.; BATISTELLA, M.; PEREIRA, M.G. Alterações ocorridas pelo manejo em Latossolo, Rondônia, Amazônia Brasileira. Bragantia, v.70, n.3, 2011.

VALE JÚNIOR, J. F.; SOUSA, M. I. L.; NASCIMENTO, P. P. R. R.; Cruz. Solos da Amazônia: etnopedologia e desenvolvimento Sustentável. Agro@mbiente On-line, v. v.5, p. 158-165, 2011.

VALENTE, M. A.; CAMPOS, A. G. S.;WATRIN, O. S.; Mapeamento dos solos do bioma cerrado do Estado do Amapá. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, João Pessoa. Anais do XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. São José dos Campos: INPE, p. 3557-3564, 2015.

VIANA, E. T.; BATISTA, M. A.; TORMENA, C. A.; COSTA, A. C. S.; INOUE, T. T. Atributos físicos e carbono orgânico em Latossolo Vermelho sob diferentes sistemas de uso e manejo. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 35, p. 2105-2114, 2011.

VIEIRA, I.C.G.; TOLEDO, P.M; SILVA, J.M.C.;HIGUCHI, H. Deforestation and threats to the biodiversity of Amazonia. Brazilian Journal of Biology. v. 68. p. 949-956. 2008.

ZAPAROLI, F. C. M; GASPARETTO, N. V. L. Distribuição de solos e sua relação com o relevo em uma vertente no município de Floraí-PR. Boletim de Geografia, Maringá, v. 28, p. 49-63, 2010.

ZEE - ZONEAMENTO ECOLÓGICO ECONÔMICO DO SUL-SUDESTE DO AMAZONAS, AM. Zoneamento Ecológico Econômico do Sul-Sudeste do Amazonas. Manaus, IPAAM, 53p. 2008.

WENDLING, B.; VINHAL-FREITAS, I. C.; OLIVEIRA, R. C.; BABATA, M. M.; BORGES, E. N. Densidade, agregação e porosidade do solo em áreas de conversão do cerrado em floresta de pinus, pastagem e plantio direto. Bioscience Journal, Uberlândia, v. 28, n. 1, p. 256-265, 2012.

YOEMANS, J.C. & BREMNER, J.M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. Comm. Soil Scintia. Plant Analysis, New York, v. 19, p. 1467-1476, 1988.

# CAPÍTULO 7

# FRAÇÕES ORGÂNICAS DO CARBONO EM AMBIENTES DE PASTAGENS E FLORESTA NO NORTE DE RONDÔNIA

*Data de aceite: 10/03/2022*

*Data de submissão: 03/03/2022*

**Elyenayra Nogueira Pinheiro**
Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente - Universidade Federal do Amazonas
Humaitá – Amazonas
https://orcid.org/0000-0003-3831-3048

**Milton César Costa Campos**
Centro de Ciências Agrárias – Universidade Federal da Paraíba
Areia - Paraíba
https://orcid.org/0000-0002-8183-7069

**Elilson Gomes de Brito Filho**
Centro de Ciências Agrárias – Universidade Federal da Paraíba
Areia - Paraíba
https://orcid.org/0000-0001-6718-2126

**José Maurício da Cunha**
Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente - Universidade Federal do Amazonas
Humaitá – Amazonas
https://orcid.org/0000-0003-4057-1708

**RESUMO:** O teor de mudança nos estoques de carbono do solo de grandes áreas de florestas sofrerá com futuras transformações na cobertura vegetal ou no uso desordenado da terra, assim como também a mudança do clima e o aumento de $CO_2$. Quanto a importância social e ambiental, o carbono e sua dinâmica estão envolvidos diretamente nos 0,1% dos gases do efeito estufa presentes na atmosfera, que apesar de baixo são bastantes prejudiciais, justificando seu estudo. Desta forma, este trabalho tem como objetivo estudar a dinâmica e assimilação do carbono e seus impactos na conservação ambiental nos solos da região Amazônica, e analisar a dinâmica da distribuição espacial das diferentes formas de carbono presente nos diferentes ambientes, pastagens e floresta. O estudo foi realizado no município de Porto Velho, no distrito União Bandeirantes- Rondônia, sob as coordenadas geográficas latitude 9º 45' 32'' S e longitude 64º 31' 39'' W. Foi estabelecida uma malha de 90x50 m com espaçamento regular de 10 m entre os pontos amostrais, dentro das áreas de Mombaça, braquiária e floresta Os solos foram amostrados nos pontos de cruzamento das malhas, sob as profundidades de 0,00-0,10 m e 0,10-0,20 m, perfazendo um total de 60 pontos amostrais em cada área na forma de torrão e anel volumétrico, totalizando 120 amostras por área e 360 amostras ao todo. A partir do anel volumétrico e do torrão foram determinados os atributos físicos, químicos e as frações orgânicas do carbono. Para o fracionamento granulométrico do carbono orgânico (CO) utilizou-se aproximadamente 20g de solo e 60 mL de solução de hexametafosfato de sódio (5g $L^{-1}$) para determinação do carbono associado aos minerais (COam) e o carbono orgânico particulado (COp). Após a obtenção e tratamento dos dados, esses foram analisados primeiramente por estatística descritiva e as médias foram comparadas por teste de tukey a 5% de probabilidade para verificação das diferenças

e similaridades entre ambientes. Para estudo comportamental da distribuição espacial das formas de carbono no solo, foi realizado a análise geoestatística. Com base nos parâmetros de geoestatísticos foi gerado os mapas de krigagens das variáveis, e para verificar as relações de intra e inter depedência dos atributos entre os ambientes, foi realizada as análises de componentes principais, oriundas da análise multivariada e geoestatística. A geoestatística comprovou que a substituição da área de floresta para área de manejo associada ao relevo ocasionou modificações na dinâmica da distribuição e comportamento das variáveis de carbono do solo. Para os ambientes que foram estudados observa-se que a braquiária não teve tanta diferenciação em relação a área de floresta, sendo menos influenciável em comparação a pastagem de mombaça. Os valores de carbono orgânico particulado (COp) com foco maior foi encontrado na área de floresta, onde em profundidade aumenta. Há uma relação do carbono orgânico (CO) com as concentrações do carbono orgânico associado aos minerais (COam) de forma que possuem relação com o aumento ou diminuição dessas taxas.
**PALAVRAS-CHAVE:** Região amazônica, Sistema de pastagens, Carbono, Qualidade do solo.

## INTRODUÇÃO

A região Amazônica é formada por uma extensão designada como uma das mais antigas, sendo considerada geologicamente como uma das mais estabilizadas do mundo. Para a região amazônica alguns esforços têm sido centrados com intuito de avaliar as modificações ocorridas no solo (AQUINO et al., 2014). Estas modificações que ocorrem e interferem na dinâmica do carbono, podem ser decorrentes da ação natural por processos de emissão, respiração bacteriana e retirada das plantas (COSTA JÚNIOR et al., 2012), ou de antrópica, através de atividades que utilizem direta ou indiretamente estes solos (MATIAS et al., 2012).

A agricultura destaca-se por sua vez como uma dessas atividades, em que as práticas de derrubadas, preparo do solo e retirada da vegetação natural provoquem modificações nos ambientes, servindo como um indicador para verificar o grau de impacto de uso e manejo (ARAGÃO et al., 2012). Estudos sobre avaliação do carbono orgânico (CO) em ambiente natural e cultivado são encontrados de forma que, ocorrem modificações pela agricultura podendo aumentar ou diminuir o carbono orgânico (CO) (SOUZA et al., 2020). Desta forma as transformações na cobertura vegetal ou no uso desordenado da terra, assim como também, a mudança do clima e o aumento de $CO_2$ (dióxido de carbono), (COX et al., 2000; FRIEDLINGSTEIN et al., 2006) em razão do manejo aplicado aos solos.

Nos estudos de Scharrón & Sánchez (2017), os autores afirmam que a degradação ambiental pode ser motivada através de processos que envolvem diminuição do sistema hídrico, assim como também a fertilidade do solo, motivando a degradação ambiental e deixando todo o sistema instável. A fertilidade do solo, biodiversidade subterrânea, e as

propriedades físicas, químicas e biológicas são fatores afetados devido a remoção de materiais essenciais para o mantimento desses elementos no solo (CANQUI, 2017).

Assim, é importante que se busque averiguar ambientes onde possa ocorrer modificações, as limitações atribuídas pelo ambiente, seja ela de ordem física ou química (SCHAEFER et al. 2017), uma vez que, a variedade de vida terrestre depende totalmente dos recursos que o solo fornece. Contudo, existem atividades de cultivo que são realizadas de forma acelerada e desordenada, e contribuem para a redução do potencial dos nutrientes e a potencialidade do solo em sua produtividade, e com o tempo essas taxas passam a ser de magnitudes maiores do que a capacidade de reabastecimento desse solo (AMUNDSON et al., 2015).

Para avaliar as diferentes formas de uso do solo num período de tempo mais curto é utilizado o carbono lábil como um indicador (SILVA et al., 2011). O carbono lábil é um constituinte de compostos orgânicos com grande facilidade de mineralização pelos microrganismos do solo (RANGEL et al., 2008). A fração lábil proporciona elevada taxa de decomposição e um curto período de permanência no ambiente, sua principal função é disponibilizar nutrientes às plantas através da mineralização, além de energia e carbono aos microrganismos do solo (SILVA et al., 2011).

Logo, pretende-se verificar a influência das frações orgânicas do carbono nos atributos do solo, mediante a conversão de ambientes naturais em áreas com sistema de pastagens.

## OBJETIVOS

Estudar a interação e comportamento das frações orgânicas do carbono com os atributos do solo em sistemas de pastagens anteriormente ocupado por florestas no norte do Estado de Rondônia.

Determinar os atributos físicos e os químicos do solo em áreas de pastagens (braquiária e mombaça) e floresta no distrito de União Bandeirantes no norte de Rondônia.

Realizar o fracionamento granulométrico do carbono orgânico, determinando assim as frações do carbono associado aos minerais (COam) e a particulada COp em áreas de pastagens (braquiária e mombaça) e floresta no distrito de União Bandeirantes no norte de Rondônia.

Analisar o comportamento espacial das diferentes formas de carbono orgânico por meio das análises estatísticas descritivas e geoestatísticas, e as relações intra e interespecífica das frações orgânica com os atributos do solo pela análise de componentes principais em áreas de pastagens (braquiária e mombaça) e floresta no distrito de União Bandeirantes no norte de Rondônia.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Localização da área de estudo

Este estudo foi realizado no município de Porto Velho, Rondônia com as coordenadas geográficas (latitude 9º 45' 32" S e longitude 64º 31' 39" W) (figura 1). No local foram utilizadas três áreas, duas com diferentes usos através de cultivo de braquiária (*Brachiaria brizantha*) e mombaça (*Panicum maximum*) e uma área de floresta nativa, sendo definida como Floresta Ombrófila Aberta (IBGE, 2004).

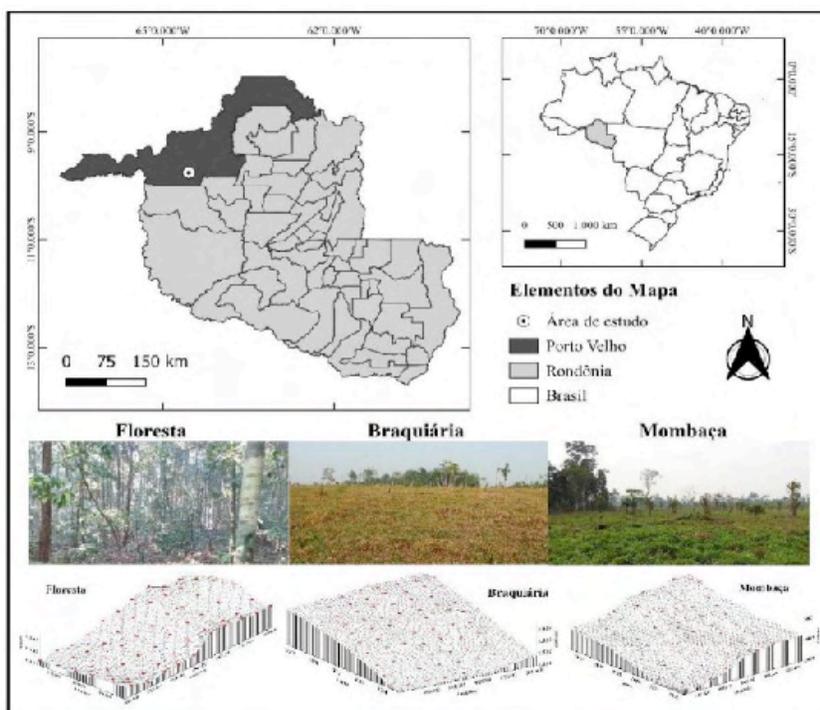



Figura 1. Mapa de localização da área de estudo no município de Porto Velho – RO.

### Caracterização do ambiente de estudo

O clima da região segundo classificação de Köppen, caracteriza-se como, Clima Tropical Chuvoso e tipo climático Am com chuvas do tipo monção, onde mostra uma estação seca de pequena duração entre os meses de junho e setembro. A umidade relativa se eleva, variando entre 85% e 90% na época chuvosa e entre 60 a 70% na época seca, enquanto a pluviosidade anual varia de 2.500 a 2.800 mm. A temperatura mostra está entre

24 a 26° C anualmente. O relevo local é caracterizado como suave ondulado com altitude variando de 100 a 200 m (ALVARES et al., 2013).

## Descrição física e química das áreas estudadas com valores médios

Os solos da região são classificados como Latossolo Amarelo Distrófico típico, apresentando valores positivos para a classe >2mm, DMG, DMP, Pt, com acúmulo considerável de CO, através do predomínio da areia, e com menor valor de DS e RSP nas camadas superficiais. Os solos apresentam boa drenagem e com textura argilosa, o relevo se apresenta como suave ondulado de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Embrapa, 2018) (Tabela 1).

Os atributos químicos mostram uma maior variabilidade nas áreas de pastagens, induzindo a um trabalho específico para essas áreas (Tabela 2).

| Areia | Silte | Argila | Classes de agregados (%) | | | DMG | DMP | Ug | Pt | MiP | MaP | RSP |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | g kg$^{-1}$ | | >2 mm | 1,0-2,0 mm | <1 mm | mm | | kg kg$^{-1}$ | | m$^3$ m$^{-3}$ | | kgf |
| | | | | | 0,00-0,10 m | | | | | | | |
| | | | | | Braquiária | | | | | | | |
| 699,53 | 23,08 | 268,32 | 92,43 | 1,34 | 6,11 | 2,79 | 3,14 | 0,20 | 0,43 | 0,27 | 0,16 | 1,73 |
| | | | | | Floresta | | | | | | | |
| 536,05 | 52,96 | 404,12 | 96,15 | 1,41 | 2,57 | 3,06 | 3,26 | 0,26 | 0,51 | 0,31 | 0,20 | 1,00 |
| | | | | | Mombaça | | | | | | | |
| 594,29 | 36,77 | 355,34 | 94,99 | 1,17 | 3,64 | 3,01 | 3,22 | 0,23 | 0,46 | 0,30 | 0,16 | 1,72 |
| | | | | | 0,10-0,20 m | | | | | | | |
| | | | | | Braquiária | | | | | | | |
| 651,96 | 30,46 | 319,80 | 80,94 | 5,50 | 13,61 | 2,35 | 2,82 | 0,19 | 0,40 | 0,28 | 0,12 | 1,81 |
| | | | | | Floresta | | | | | | | |
| 472,60 | 63,00 | 456,33 | 84,08 | 5,13 | 10,52 | 2,52 | 2,93 | 0,25 | 0,45 | 0,35 | 0,10 | 1,98 |
| | | | | | Mombaça | | | | | | | |
| 527,78 | 44,55 | 426,04 | 77,82 | 7,13 | 14,12 | 2,32 | 2,76 | 0,22 | 0,43 | 0,31 | 0,12 | 1,69 |

Tabela 1. Descrição física das áreas Braquiária, Floresta e Mombaça nas profundidades 0,00-0,10 e 0,10-0,20 m.

| pH | Al3+ | H+Al | Ca | Mg | K | Na | CTC | V% | m% | P | pH |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| $H_2O$ | | | >2 mm | 1,0-2,0 mm | <1 mm | | mm | kg kg$^{-1}$ | | m$^3$ m$^{-3}$ | |

| | | | | | | 0,00-0,10 m | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | | Braquiária | | | | | |
| 4,670 | 0,575 | 8,313 | 1,218 | 0,254 | 0,067 | 0,012 | 9,579 | 16,155 | 32,590 | 4,250 | 4,670 |
| | | | | | | Floresta | | | | | |
| 3,705 | 1,820 | 7,745 | 0,568 | 0,093 | 0,093 | 0,005 | 8,646 | 8,832 | 70,294 | 5,382 | 3,705 |
| | | | | | | Mombaça | | | | | |
| 4,84 | 0,77 | 5,06 | 0,91 | 0,41 | 0,10 | 0,01 | 6,64 | 20,41 | 34,80 | 3,37 | 4,84 |
| | | | | | | 0,10-0,20 m | | | | | |
| | | | | | | Braquiária | | | | | |
| 5,11 | 0,81 | 4,78 | 0,33 | 0,05 | 0,02 | 0,01 | 5,51 | 7,78 | 65,39 | 1,90 | 5,11 |
| | | | | | | Floresta | | | | | |
| 3,47 | 1,92 | 6,32 | 0,49 | 0,04 | 0,05 | 0,01 | 6,90 | 8,30 | 76,44 | 3,44 | 3,47 |
| | | | | | | Mombaça | | | | | |
| 4,37 | 0,96 | 4,58 | 0,39 | 0,26 | 0,02 | 0,00 | 5,17 | 12,70 | 58,94 | 1,65 | 4,37 |

Tabela 2. Descrição química das áreas Braquiária, Floresta e Mombaça nas profundidades 0,00-0,10 e 0,10-0,20 m.

Fonte: LIMA, 2021.

## Metodologia de campo

Foi estabelecida uma malha de 90 m x 50 m com espaçamento regular de 10 m entre os pontos amostrais, dentro de cada área. Os solos foram amostrados nos pontos de cruzamento das malhas, sob as profundidades de 0,00-0,10 e 0,10-0,20 m, perfazendo um total de 60 pontos amostrais em cada área, totalizando 120 amostras por área e total de 360 amostras.

Para obtenção dos atributos dos solos, foram coletadas em cada área: amostras com estrutura preservada em forma de torrões; anéis volumétricos de 4,0 cm de altura e 5,1 cm de diâmetro interno; e cilindro extrator de 10 cm de altura e 10 cm de diâmetro interno. Após a coleta das amostras de solos foram secas à sombra, destorroadas e passadas em peneiras com aberta em 2 mm, separando o cascalho e a terra fina seca ao ar (TFSA). A TFSA foi utilizada para a realização das análises físicas e químicas, segundo a metodologia proposta por Teixeira et al. (2017).

## Análises Físicas

O método empregado para a separação e estabilidade dos agregados foi determinado segundo KEMPER & CHEPIL (1965), com modificações nas seguintes classes de diâmetro: 4,76-2,0 mm; 2,0-1,0 mm; 1,0-0,50 mm; 0,50-0,25 mm; 0,25-0,125; 0,125-0,063 mm. Os agregados provenientes da peneira de 4,76mm foram colocados em contato com a água sobre a peneira de 2,0 mm e submetidos à agitação vertical em aparelho Yoder (SOLOTEST) por 15 min e com 32 oscilações por minuto. O material retido em cada classe

das peneiras foi colocado em estufa a 105 ºC, e em seguida mensurada as respectivas massas em uma balança digital.

Os resultados foram expressos em porcentagem dos agregados retidos em cada uma das classes das peneiras e a estabilidade dos agregados avaliados pelo diâmetro médio ponderado (DMP), obtido pela fórmula proposta por CASTRO FILHO et al. (1998), e o diâmetro médio geométrico (DMG), segundo SCHALLER & STOCKINGER (1953), citados por ALVARENGA et al. (1986), de acordo com as equações:

$$DMP = \frac{\sum_{i=1}^{N} n_i D_i}{\sum n_i} \quad (1)$$

$$DMG = 10^{\frac{\sum_{i=1}^{N} n_i \log D_i}{\sum n_i}} \quad (2)$$

Em que $n_i$ é a porcentagem de agregados retidos em uma determinada peneira, $D_i$ é o diâmetro médio de uma determinada peneira e $N$ é o número de classes de peneiras.

A análise granulométrica do solo foi realizada pelo método da pipeta, com solução de NaOH 1 mol $L^{-1}$ como dispersante químico e agitação mecânica utilizando o agitador tipo Wagner, em aparato de rotação lenta por 16 horas a 50 rpm. As areias, grossa e fina, foram separadas por tamisação, a fração argila e silte separadas por sedimentação. (TEIXEIRA et al., 2017).

Para as determinações da densidade do solo (Ds), macroporosidade (MaP) e microporosidade (MiP), volume total de poros (VTP) e umidade gravimétrica (Ug), as amostras coletadas em anéis volumétricos foram saturadas por meio da elevação gradual, até dois terços da altura do anel, de uma lâmina de água numa bandeja plástica. Após a saturação, as amostras foram pesadas e levadas à mesa de tensão para determinação da MiP do solo, sendo submetidas a uma tensão de -0,006 MPa (TEIXEIRA et al., 2017).

Após atingirem o equilíbrio em um potencial matricial de -0,006 MPa, as amostras foram novamente pesadas e, em seguida, foram feitas as medidas da resistência do solo à penetração (RP), utilizando-se um penetrógrafo eletrônico de bancada (MA-933, Marconi). Posteriormente, as amostras foram levadas à estufa a 105 ºC para a determinação da Ug, Ds e VTP, pelo método do anel volumétrico, já a MaP foi determinada pela diferença entre VTP e MiP (TEIXEIRA et al., 2017).

## Análises químicas

O pH foi determinado potenciometricamente utilizando-se relação 1:2,5 de solo: em

água e KCl. Cálcio, magnésio e alumínio trocáveis foram extraídos por KCl; o potássio, sódio e fósforo disponível, foram extraídos por Mehlich$^{-1}$; a acidez potencial (H+Al) foi extraída com solução tamponada a pH 7,0 de acetato de cálcio. Com base nos resultados das análises químicas, foram calculadas as somas de bases (SB), a capacidade de troca catiônica (CTC potencial e efetiva), saturação por bases (V%) e saturação por alumínio (m%) (TEIXEIRA et al., 2017).

O carbono orgânico (CO) foi determinado em via úmida pelo método de Walkley-Black, modificado por Yeomans & Bremner (1988).

O estoque de carbono (EC) foi calculado pela equação:

$$EC = (Ds \times h \times COT)/10 \quad (3)$$

em que:

EC = estoque de carbono (t ha$^{-1}$);

Ds = densidade do solo (g cm$^{-3}$);

h = espessura da camada de solo amostrada (cm);

COT = Carbono orgânico (g kg$^{-1}$).

## Fracionamento do carbono orgânico

Para o fracionamento granulométrico da matéria orgânica do solo (MOS) (CAMBARDELLA E ELLIOTT, 1992) foi pesado aproximadamente 20 g de solo e 60mL de solução de hexametafosfato de sódio (5g L$^{-1}$), esses foram agitados durante 15 horas em agitador horizontal. A seguir, a suspensão foi passada por peneira de 53$\mu$m. O material retido na peneira carbono orgânico particulado (COp) foi seco em estufa a 50°C, quantificado em relação a sua massa, moído em gral de porcelana e analisado em relação ao teor de carbono orgânico do solo COS (TEIXEIRA et al., 2017). O Carbono orgânico associado aos minerais (COam) foi obtido a partir da diferença ente COS e COp. A partir dos dados de carbono orgânico foram calculadas a labilidade do carbono, o índice de labilidade, índice de compartimento do carbono e por último, o índice de manejo do carbono.

Com base nos valores de COT foi designado um índice de compartimento de carbono (ICC), na seguinte expressão: ICC=COT cultivado/COT referência. Com base nas mudanças na proporção de carbono lábil CL (i.e. L = CL/CNL) no solo, um Índice de Labilidade (IL) foi determinado como: IL = L cultivado/L referência. Estes dois índices foram usados para calcular o Índice de Manejo de Carbono (IMC), obtido pela seguinte expressão: IMC = ICC x IL x 100 (BLAIR et al., 1995).

## Análise Estatística

Após a determinação dos atributos do solo, os dados foram submetidos às análises

estatísticas descritiva, onde foram calculados os valores de média, mediana, desvio padrão, variância, coeficiente de variação, coeficiente de assimetria, coeficiente de curtose, mínimo e máximo dos atributos determinadas em laboratório. A hipótese de normalidade dos dados foi testada pelo teste de normalidade segundo Kolmogorov-Smirnov a 5% de probabilidade, no software estatístico (STATSOFT, 2004). As comparações das médias das variáveis dentro de cada ambiente estudado foram analisadas pelo teste de Tukey a 5 %, utilizando o Programa computacional statistic 7 (STATSOFT, 2004) utilizado para comparar as variáveis na mesma profundidade por se tratar de 3 tratamentos, também foi aplicado o teste t student a 5% de probabilidade para comparar variáveis pares na mesma profundidade onde houveram apenas 2 tratamentos.

Para a análise multivariada, foi realizada análise fatorial dos componentes principais, aos quais foram realizadas a fim de encontrar significância estatística dos conjuntos dos atributos do solo que mais discriminam os ambientes, com relação as diferentes áreas em estudo, obtendo como resposta quais são os ambientes cujos atributos sofrem maior influência pela ação antrópica (REIS, 2001). A adequabilidade da análise fatorial foi feita pela medida de KMO, que avalia as correlações simples e parciais das variáveis, e pelo teste de esfericidade de Bartlett, ao qual se pretendeu-se rejeitar a igualdade entre a matriz correlação com a identidade.

A extração dos fatores foi realizada pela análise de componente principal (ACP), incorporando as variáveis que apresentarem comunalidades igual ou superior a cinco (5,0). A escolha do número de fatores a ser utilizado foi feita pelo critério de Kaiser (fatores que apresentam autovalores superiores a 1,0). A fim de simplificar a análise fatorial, foi feita a rotação ortogonal (varimax) e representada em um plano fatorial das variáveis e dos escores para os componentes principais.

Nos gráficos de dispersão da ACP após rotação varimax, os escores foram construídos com valores padronizados, de tal forma que a média é zero e a distância entre os escores é medida em termos do desvio padrão. Dessa forma, as variáveis em um mesmo quadrante (1°, 2°, 3° e 4°) e mais próximas no gráfico de dispersão das ACP são mais bem correlacionadas (REIS, 2001). Da mesma forma, escores atribuídos às amostras que se encontram próximos e em um mesmo quadrante, estão relacionadas com as variáveis daquele quadrante (BURAK, 2010).

A análise geoestatística foi feita com base no semivariograma experimental, estimado pela equação:

$$\hat{\gamma}(h) = \frac{1}{2n(h)} \sum_{i=1}^{n(h)} [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2 \quad (4)$$

sendo, ŷ(h) o valor da semivariância para uma distância *h*; *n(h)* o número de pares envolvidos no cálculo da semivariância; $Z(x_i)$ o valor do atributo *Z* na posição $x_i$; e $Z(x_i + h)$

o valor do atributo *Z* separado por uma distância *h* da posição $x_i$.

Para a análise do grau de dependência espacial (GDE) dos atributos em estudo, foi utilizada a classificação de Cambardella et al. (1994), em que as propriedades do solo são consideradas com dependência espacial forte se a razão $\left[\frac{C_0}{C_0+C_1}\right]$ for menor ou igual a 25%. Se essa razão estiver entre 26 a 75%, a dependência espacial é considerada moderada, enquanto que, se a propriedade do solo for maior que 75% a aproximadamente 95%, classificam-se como dependência espacial fraca.

Os semivariogramas apresentaram padrão de comportamento que podem ser descritos por modelos teóricos. A escolha para o modelo teórico do semivariograma foi realizada pelo menor erro residual (SQR), maior coeficiente de determinação ($R^2$) e de máximo coeficiente de correlação (*r*) da validação cruzada. Os modelos utilizados nos ajustes do semivariograma foram o esférico (Eq. 17) e o exponencial (Eq. 18) identificados nas figuras como: Mod. ($C_0$, $C_1+C_0$, a, $R^2$, VC, GDE):

$$\hat{y}(h) = C_0 + C_1\left[\frac{3}{2}\left(\frac{h}{a}\right) - \frac{1}{2}\left(\frac{h}{a}\right)^3\right], se\ 0 < h < a \qquad (5)$$

$$= C_0 + C_1, \qquad se\ h \geq a$$

$$\hat{y}(h) = C_0 + C_1 = \left[1 - exp\left(-3\frac{h}{a}\right)\right], 0 < h < d \qquad (6)$$

em que, os valores calculados de γˆ (h) são definidos os coeficientes do modelo teórico para o semivariograma, $C_0$ é o efeito pepita; $C_0 + C_1$ é o patamar; $[(C_0/(C_0 + C_1)) \times 100]$ é o grau de dependência espacial (GDE%); *a* representa a distância com que os atributos estão correlacionados, de acordo com uma área com um raio uniforme estimado; e *d* é a máxima distância em que o semivariograma foi definido.

O efeito pepita é o valor da semivariância para distância zero e representa o componente da variação ao acaso; o patamar é o valor da semivariância em que a curva estabiliza sobre um valor constante; o alcance é a distância da origem até onde o patamar atinge valores estáveis, expressando a distância além da qual as amostras não são correlacionadas. Os modelos do semivariograma para os atributos a serem estudados foram estimados pelo Software GS+, versão 7.0(ROBERTSON, 2004). Em caso de dúvida entre mais de um modelo para o mesmo semivariograma, irá se considerar o melhor $r^2$ (coeficiente de determinação). Na elaboração dos mapas de distribuição espacial das variáveis foi utilizado o programa GS+.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Atributos químicos e variáveis do carbono no solo

Os teores de DS, CO, EC, COp, COam, L, IL, ICC e IMC das diferentes áreas de manejo foram testados e comparados em cada profundidade (Tabela 3).

| DS | CO | EC | COp | COam | L | IL | ICC | IMC |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| $g.cm^{-3}$ | $g\ kg^{-1}$ | $Mg\ ha^{-1}$ | $g\ kg^{-1}$ | | | | | |
| | | | | 0,00-0,10 m | | | | |
| | | | | Braquiária | | | | |
| 1,36A | 21,88B | 29,05A | 6,10A | 15,75AB | 0,33B | 1,03b | 0,91a | 93,84b |
| | | | | Floresta | | | | |
| 1,18B | 24,20A | 26,50B | 5,31B | 17,52A | 0,32B | ------ | ---- | ---- |
| | | | | Mombaça | | | | |
| 1,34A | 21,61B | 26,84B | 6,55A | 14,60B | 0,41A | 1,28a | 0,89a | 113,92a |
| | | | | 0,10-0,20 m | | | | |
| | | | | Braquiária | | | | |
| 1,52A | 9,11B | 13,84B | 2,51B | 5,70B | 0,49A | 2,58a | 0,52a | 134,16a |
| | | | | Floresta | | | | |
| 1,40A | 17,66A | 24,72A | 4,02A | 22,35A | 0,19B | ------ | ------ | |
| | | | | Mombaça | | | | |
| 1,45A | 10,78B | 15,63AB | 2,29B | 7,80B | 0,23B | 1,21b | 0,61a | 73,81b |

Tabela 3. Comparação de médias de variáveis do carbono em área de braquiária, floresta e Mombaça no leste da Amazônia oriental.

DS: densidade do solo; CO: carbono orgânico; EC.: estoque de carbono; COp: carbono orgânico particulado; COam: carbono orgânico associado aos minerais; L: labilidade; IL: índice de labilidade; ICC: índice de compartimento do carbono; IMC: índice de manejo do carbono. Média com letras maiúsculas diferentes na mesma coluna e profundidade se diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Médias com letras minúsculas diferentes na mesma coluna e mesma profundidade se diferem estatisticamente pelo teste t student a 5% de probabilidade.

Para o ambiente de floresta observa-se os menores valores de DS com 1,18 e 1,40 g $cm^{-3}$ nas profundidades 0,00-0,10 e 0,10-0,20 m e CO mostrando valores maiores na área de floresta com 24,20 e 17,66 g $kg^{-1}$ nas mesmas profundidades (Tabela 3). Esses valores mostram que a inexistência de práticas hostis em áreas florestais nativas, faz com que haja baixos valores de Ds e teores elevados de CO, isso se deve ao maior depósito de biomassa nestes ecossistemas (ROSSI, 2012). Nas camadas mais superficiais, observou-se valores maiores de EC, 29,05, 26,50 e 26,84 $Mg.ha^{-1}$ estando relacionado ao teor de carbono orgânico (CO) (Tabela 3) para braquiária, floresta e Mombaça respectivamente. As taxas de acrescimento e decomposição do solo varia de acordo com a substituição da vegetação nativa por cultivos, pela qualidade e quantidade de material vegetal depositado (ZINN et al., 2005). Estudos distintos, porém, utilizando do mesmo princípio, mostram

que na Amazônia, a mudança da floresta para áreas de pastagens, ocorrem perdas ou diminuições com o decorrer do tempo nos teores de biomassa no solo quando se utiliza o fogo como um instrumento de manuseio para a condução do manejo, (LONGO et al., 2016), o que mostra os valores de 13,84 e 15,63 $Mg.ha^{-1}$ de EC expressos na profundidade 0,10-0,20 m, nas áreas de pastagens.

O carbono orgânico particulado (COp) é apresentado como uma fração relativamente sensível aos tipos de práticas de manejo a curto prazo (CONCEIÇÃO et al., 2005). Avaliando o atributo, foi possível observar que entre as profundidades houve diferença significativa nas áreas (Tabela 3). Na profundidade 0,00-0,10 m observa-se menor valor na área de floresta, o que pode estar relacionado a lixiviação do Carbono Orgânico Particulado (COp) devido ao índice de precipitação da região ser elevado (SILVA NETO et al., 2019). Já no perfil de 0,10-0,20 m o maior valor foi observado na área de floresta 4,02 g $kg^{-1}$ devido ao COp se apresentar mais lábil, pode estar mais susceptível a ação como processo de lixiviação que possivelmente proporcionou o deslocamento do COp para camadas inferiores. Fato observado por Assunção (2016) onde notou que excesso de irrigação ocasionava a lixiviação do carbono, o excesso de irrigação pode ser situação análoga ao regime hídrico intenso da Amazônia.

Desta forma, a sensibilidade mostrada através da fração particulada, demonstra que este atributo pode ser usado como um indicador da qualidade do solo para estimativas em sistemas de manejo (ROSSI et al., 2012). O maior aporte de carbono orgânico na fração lábil da matéria orgânica do solo resultante em determinados sistemas, se dá pelo aporte de resíduos conservado consecutivamente. Sendo assim as características do solo como textura, profundidade, carbono orgânico e condições climáticas da região, são fatores que influenciam nesses resultados (SANTOS, 2017).

Resultados encontrados por Silva et al. (2011) indicaram que independente do sistema de manejo, são encontradas maiores concentrações de carbono na fração mais recalcitrante da matéria orgânica, evidenciando o COam. Para Souza et al. (2009), o acréscimo de carbono no solo dá-se pelo acrescimento de nutrientes no sistema solo-planta, e também se deve ao fato de que, o estoque desta fração é influenciado por condições climáticas propícias à decomposição da MOS. A menor quantidade em relação a camada superficial de carbono orgânico associado aos minerais (COam), é um fator que mostra a pouca interação subsuperficial entre a fração mineral e orgânica do solo (Tabela 1) indicando que de fato esses componentes estão mais expressos na zona de maior interação do carbono no solo, nas camadas mais superficiais do solo (SILVA & MENDONÇA, 2007).

A labilidade do carbono (L) é absolutamente associada à liberação de $CO_2$ para atmosfera, compostos orgânicos que são mineralizados com mais facilidade em reações catalisadas por enzimas contidas no solo (RANGEL et al., 2008). Desta forma observou-se na profundidade de 0,00-0,10 m, 0,41 g $kg^{-1}$ na área de mombaça e 0,49 g $kg^{-1}$ na

profundidade 0,10-0,20 m para braquiária (Tabela 3). Para Silva & Mendonça, (2007), o maior valor de L presente na superfície da pastagem, pode estar relacionado à maior adição anual e manutenção dos resíduos vegetais na superfície do solo.

Para o índice de labilidade (IL), os valores variaram de 1,03 a 2,58 (Tabela 3), destacando a inferioridade da área Braquiária na camada 0,00-0,10 m, e valor maior em 0,10-0,20 m, sendo distinto das demais áreas estudadas. O aspecto das pastagens cultivadas apresenta condição intermediária para a labilidade que aportam tanto ou mais material orgânico quanto na área de floresta. Para o maior valo do IL, observa-se que há maior disponibilidade de carbono lábil e consequentemente, maior proteção física da matéria orgânica e, portanto, um ambiente menos oxidativo (GUARESCHI et al., 2013).

Os valores de índice de compartimento do carbono (ICC) não diferiram entre si quando comparados em profundidades de acordo com o teste t student a 5% de probabilidade (Tabela 3). As perturbações causadas pelo manejo convencional, que reduzem a agregação do solo são fatores que motivam o aumento ou diminuição do teor da ICC (LAL, 2005). De outra forma, para os valores de IMC menores que 100 indicam impacto negativo das práticas de uso e manejo sobre os teores do material orgânico e a qualidade do solo. Observa-se o pior valor do IMC inferiores a 100, na área de mombaça com 73,81 g $kg^{-1}$. As perturbações induzidas pelo manejo convencional, que diminuem a agregação e a proteção física do solo são fatores que determinam esses valores (LAL, 2005).

## Análise Multivariada

Na análise fatorial foi utilizado os atributos químicos e físicos de forma conjunta, onde através da ACP para os atributos físicos (Tabela 4, Figura 2) observa-se nas duas profundidades, os dois componentes. A CP1 demonstra 31,77% e CP2 49,03% responsável pelas propriedades físicas (areia, Silte, argila, >2, 1,0-2,0, <1, DMG, DMP, UG, Pt, MiP, MaP, RSP, DS) na camada 0,00-0,10 e 0,10-0,20 m. Os valores positivos foram encontrados nos atributos areia, Silte, argila, >2, DMG, DMP, UG, Pt, MaP. Contudo a areia apresentou valor negativo na CP1 0,00-0,10 m. Estudos realizados por Oliveira et al. (2015), mostraram que existem relações positiva entre COT e porosidade, bem como relações inversas em meio aos agregados de maior tamanho com menor tamanho, para diferentes ambientes. Através da PCA também pode se verifica que houve interação forte entre os atributos físicos do solo MaP, MiP e DS nas duas áreas de pastagem, evidenciando o efeito da compactação do solo pelo tráfego de animais na área.

Enquanto para os atributos químicos (pH, $Al^{3+}$ , H+Al, Ca, Mg, K, Na, CTC, V%, P, DS, CO, EC, COp, COam, L) nas camadas 0,00-0,10 m os valores da CP1 e CP2 de 31,54 e 46,61%, para a camada 0,10-0,20 m utilizando os mesmos atributos CP1 e CP2 foram de 40,96 e 56,91%, mostrando valores negativos para $Al^{3+}$, H+Al, CTC, COam). No entanto os outros atributos mostraram valores negativos, mostrado que esses atributos com os

mesmos sinais positivos se correlacionam diretamente, por outro lado os sinais negativos estão correlacionados inversamente.

A análise fatorial apresentou resultados satisfatórios para as profundidades 0,00-0,10 e 0,10-0,20 m com KMO maior que 0,8 para as variáveis nas três áreas avaliadas braquiária, floresta e mombaça, mostrando adequação à construção dos Componentes Principais (CPs), que possibilitou reduzir as variáveis originais em dois fatores (Figura 2 e 3). Pode-se observar que nas duas camadas para as áreas de pastagens e floresta, estas diferiram estatisticamente entre elas. De acordo com Zenero et al., (2016) as práticas de manejo como limpeza através da queima do material vegetal, e adição de carbono através das cinzas, há um aumento no valor de elemento como pH.

| **Físicos** | 0,00-0,10 m | | 0,10-0,20 m | | **Químicos** | 0,00-0,10 m | | 0,10-0,20 m | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | CP1 | CP2 | CP1 | CP2 | | CP1 | CP2 | CP1 | CP2 |
| Areia | 0,10 | **-0,78** | **-0,89** | 0,13 | pH | **0,91** | 0,05 | **-0,65** | -0,47 |
| Silte | 0,04 | 0,53 | 0,57 | -0,08 | $Al^{3+}$ | **-0,88** | 0,04 | **0,69** | 0,57 |
| Argila | 0,12 | **0,71** | **0,81** | -0,11 | H+Al | -0,52 | 0,48 | 0,59 | 0,57 |
| >2 | **0,98** | 0,04 | 0,20 | **0,93** | Ca | **0,61** | 0,47 | 0,40 | **-0,69** |
| 1,0-2,0 | **-0,89** | 0,10 | -0,03 | **-0,82** | Mg | **0,85** | 0,05 | -0,14 | **-0,69** |
| <1 | **-0,89** | -0,20 | -0,29 | **-0,88** | K | 0,28 | 0,25 | **0,70** | -0,06 |
| DMG | **0,92** | 0,14 | 0,19 | **0,89** | Na | 0,51 | -0,03 | 0,11 | 0,10 |
| DMP | **0,95** | 0,09 | 0,21 | **0,89** | CTC | -0,18 | **0,64** | **0,67** | 0,43 |
| UG | 0,17 | **0,87** | **0,94** | 0,04 | V% | **0,88** | 0,01 | -0,05 | **-0,95** |
| Pt | 0,18 | **0,86** | **0,64** | 0,24 | m% | **-0,91** | -0,16 | 0,21 | **0,91** |
| MiP | -0,13 | 0,29 | **0,83** | -0,14 | P | -0,29 | 0,50 | **0,69** | 0,21 |
| MaP | 0,23 | **0,65** | -0,09 | 0,34 | DS | 0,37 | -0,38 | -0,56 | 0,11 |
| RSP | -0,20 | **-0,62** | 0,11 | -0,32 | CO | 0,07 | **0,89** | **0,94** | 0,15 |
| DS | -0,27 | **-0,77** | -0,42 | -0,35 | Est.C | 0,28 | **0,68** | **0,93** | 0,16 |
| CO | 0,25 | 0,31 | **0,82** | 0,24 | COp | 0,22 | 0,18 | 0,20 | 0,20 |
| EC | 0,07 | -0,20 | **0,82** | 0,23 | COam | -0,18 | **0,66** | **0,83** | 0,21 |
| COp | 0,05 | 0,07 | 0,28 | 0,01 | L | 0,24 | -0,04 | -0,02 | -0,08 |
| COam | 0,18 | 0,22 | **0,80** | 0,14 | -------- | ------ | ------ | ------ | ------ |
| L | 0,10 | **-0,78** | **-0,89** | 0,13 | -------- | ------ | ------ | ------ | ------ |
| Variância explicada | 0,04 | 0,53 | 0,57 | -0,08 | Variância explicada | 5,36 | 3,07 | 5,69 | 3,96 |

Tabela 4. Contribuição dos atributos do solo para a variância da análise de componentes principais em áreas de braquiária, Mombaça e floresta.

DMG: diâmetro médio gravimétrico; DMP: diâmetro médio ponderado; UG: umidade gravimétrica; PT: porosidade total; MiP: microporosidade; MaP: macroporosidade; RSP: resistência do solo a penetração; DS: densidade do solo; CO: carbono orgânico; EC: estoque de carbono; COp: carbono orgânico particulado; COam: carbono orgânico associado aos minerais; L: labilidade; CTC: capacidade de troca de cátions; V%: saturação por bases; m%: saturação por alumínio.

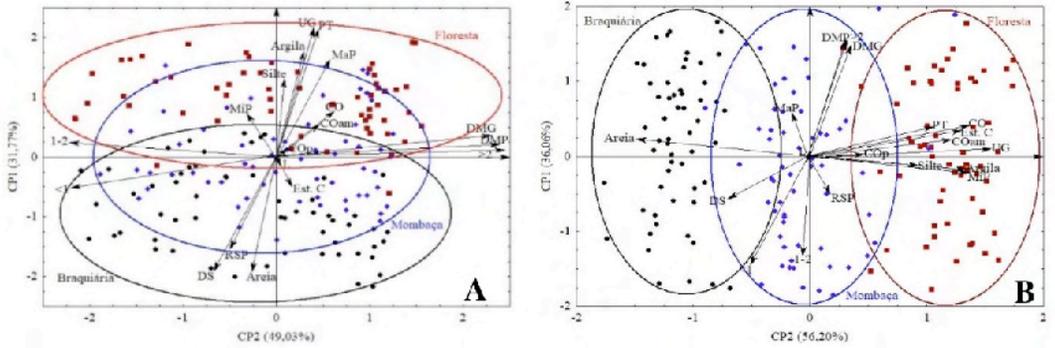



Figura 2. Análises de componentes principais dos atributos físicos do solo nas camadas de 0,00-0,10, 0,10- 20 m, nas áreas de Braquiária, Mombaça e floresta.

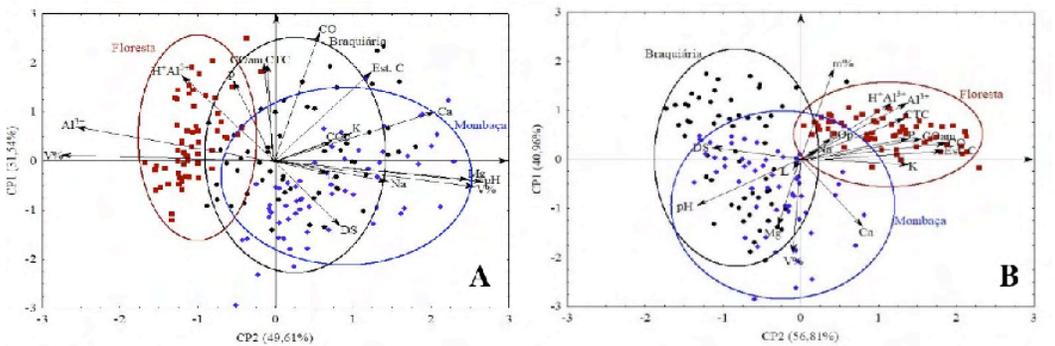



Figura 3. Análises de componentes principais dos atributos químicos do solo nas camadas de A=0-10 m, B=0,10- 0,20 m, nas áreas de Braquiária, Mombaça e Floresta.

## Análise geoestatística

Na tabela 5 e semivariogramas da figura 4, é possível verificar que os modelos que mais se adequaram aos gráficos foram o exponencial e o esférico, esses mostrando um comportamento linear na origem e alcança um patamar $C_0+C_1$ assintoticamente, bem como, um comportamento linear próximo da origem que representa fenômenos contínuos, respectivamente (CARVALHO et al., 2002). Houve também a presença do ajuste ao modelo linear, que diz respeito a fenômenos heterogêneos, que, consequentemente, ocasionou efeito pepita puro no carbono orgânico particulado, no associado aos minerais e na labilidade, ou seja, com ausência total de correlação espacial desses atributos e logo uma variabilidade grande (BERTOLANI e VIEIRA 2001).

| Parâmetros | 0,00-0,10 m | | | | | | 0,10-0,20 m | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | DS | CO | Est. C | COp | COam | L | DS | CO | Est. C | COp | COam | L |
| Braquiária | | | | | | | | | | | | |
| Modelo | Exp. | Esf. | Exp. | Lin | Exp. | Lin | Esf. | Esf. | Esf. | Esf. | Lin | Esf. |
| $C_0$ | 0,00391 | 0,70046 | 1,33 | --- | 0,01 | --- | 0,00053 | 0,27 | 0,022 | 0,001 | --- | 0,00004 |
| $C_0+C_1$ | 0,02432 | 19,35062 | 13,44826 | --- | 17,56671 | --- | 0,009 | 7,86693 | 0,08285 | 5,39511 | --- | 0,01354 |
| a (m) | 7,50 | 18,40 | 4,70 | --- | 9,00 | --- | 20,60 | 18,40 | 18,32 | 34,00 | --- | 15,60 |
| $r^2$ | 0,754 | 0,921 | 0,866 | --- | 0,972 | --- | 0,981 | 0,995 | 0,864 | 0,890 | --- | 0,917 |
| VC | 0,829 | 0,806 | 0,789 | --- | 0,824 | --- | 0,869 | 0,916 | 0,957 | 0,911 | --- | 0,759 |
| GDE (%) | 16,08 | 3,62 | 9,90 | EPP | 0,05 | EPP | 5,88 | 3,43 | 26,82 | 0,01 | EPP | 0,31 |
| Floresta | | | | | | | | | | | | |
| Modelo | Exp. | Esf. | Esf. | Esf. | Esf. | Esf. | Esf. | Exp. | Exp. | Lin | Esf. | Esf. |
| $C_0$ | 0,0009 | 0,01 | 1,59 | 1,12 | 1,99 | 0,0511 | 0,00001 | 0,69933 | 0,0095 | --- | 0,7589 | 0,0001 |
| $C_0+C_1$ | 0,02515 | 17,85 | 24,496 | 15,440 | 26,01 | 0,2002 | 0,01022 | 4,51633 | 0,0677 | --- | 6,959 | 0,2902 |
| a (m) | 5,12 | 16,20 | 14,30 | 25,50 | 25,40 | 28,00 | 20,40 | 7,99 | 8,30 | --- | 28,02 | 24,80 |
| $r^2$ | 0,760 | 0,837 | 0,817 | 0,973 | 0,979 | 0,992 | 0,914 | 0,959 | 0,921 | --- | 0,978 | 0,974 |
| VC | 0,755 | 0,752 | 0,758 | 0,922 | 0,799 | 0,801 | 0,788 | 0,897 | 0,902 | --- | 0,921 | 0,855 |
| GDE (%) | 3,57 | 0,05 | 6,49 | 7,25 | 7,65 | 25,52 | 0,09 | 15,48 | 14,03 | EPP | 10,90 | 0,03 |
| Mombaça | | | | | | | | | | | | |
| Modelo | Exp. | Exp. | Exp. | Esf. | Exp. | Lin | Esf. | Esf. | Lin | Lin | Lin | Lin |
| $C_0$ | 0,00073 | 0,60046 | 0,70887 | 1,14871 | 0,010 | --- | 0,0003 | 0,01 | --- | --- | --- | --- |
| $C_0+C_1$ | 0,02017 | 32,61 | 51,17263 | 28,50 | 26,62873 | --- | 0,0099 | 11,53 | --- | --- | --- | --- |
| a (m) | 7,00 | 7,32 | 4,61 | 19,05 | 10,40 | --- | 17,00 | 18,65 | --- | --- | --- | --- |
| $r^2$ | 0,871 | 0,945 | 0,963 | 0,958 | 0,911 | --- | 0,983 | 0,994 | --- | --- | --- | --- |
| VC | 0,859 | 0,902 | 0,811 | 0,899 | 0,781 | --- | 0,752 | 0,752 | --- | --- | --- | --- |
| GDE (%) | 3,62 | 1,84 | 1,37 | 4,03 | 0,05 | EPP | 3,03 | 0,09 | EPP | EPP | EPP | EPP |

Tabela 5. Parâmetros geoestatísticos das variáreis relacionadas ao carbono em área de braquiária, floresta e mombaça.

DS: densidade do solo; CO: carbono orgânico; Est. C: estoque de carbono; COp: carbono orgânico particulado; COam: carbono orgânico associado aos minerais; L: labilidade; CTC: capacidade de troca de cátions; V%: saturação por bases; m%: saturação por alumínio; Exp.: exponencial; Esf.: esférico; EPP: efeito pepita puro; C0: efeito pepita; C0+C1: patamar; a: alcance; VC: validação cruzada; GDE%: grau de dependência espacial.

0,00-0,10 m
Braquiária
Floresta
Mombaça
DS
CO
Est. C
COam
COp
COp:
Semivariância
Distância (m)
Eixo X
Eixo Y

L
COam
0,10-0,20 m
DS
DS
DS
CO
CO
CO
COp
Est. C
Semivariância
Semivariance
Distância (m)
Eixo X
Eixo Y

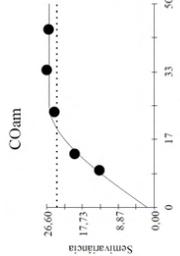
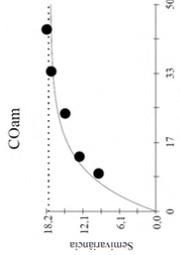
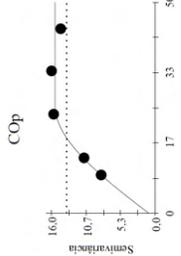
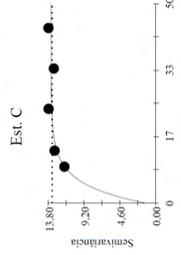
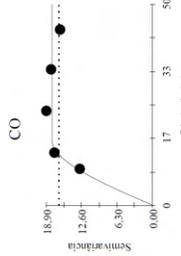
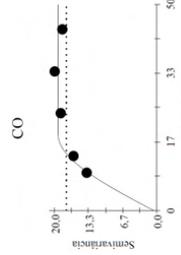
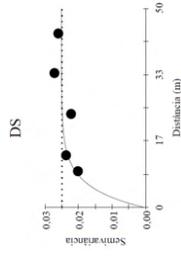
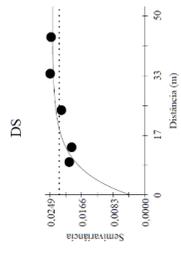
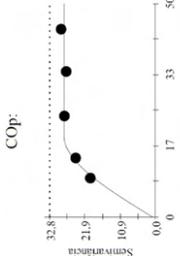
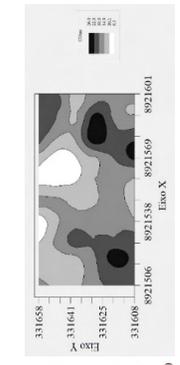
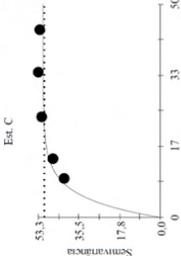
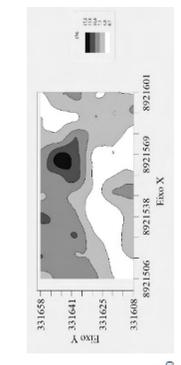
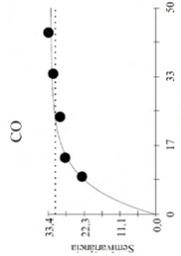
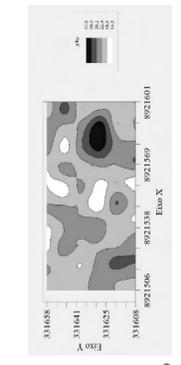
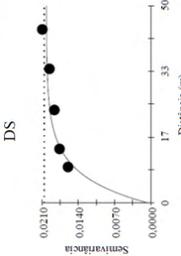
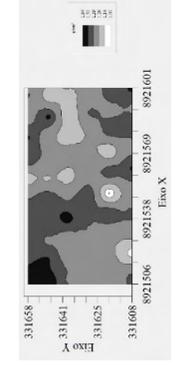
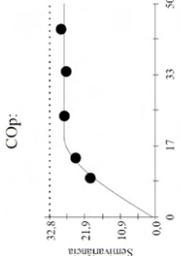
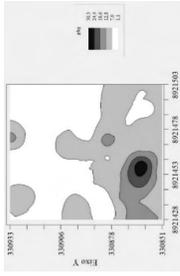
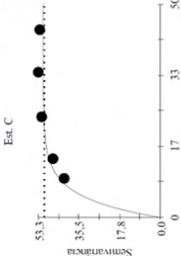
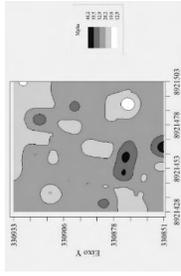
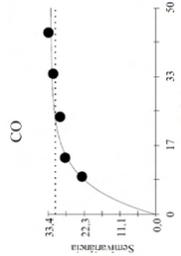
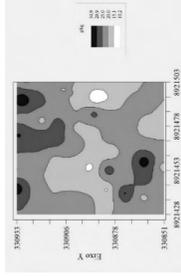
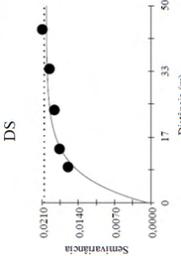
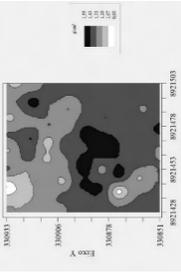
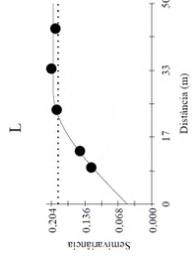
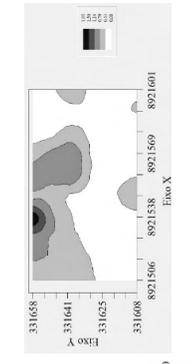
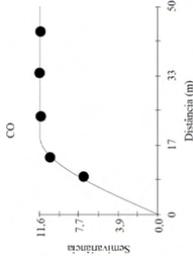
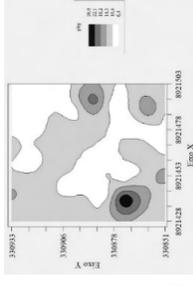
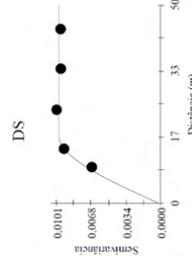
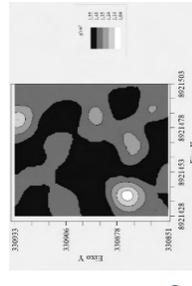
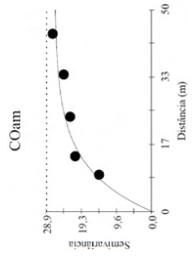
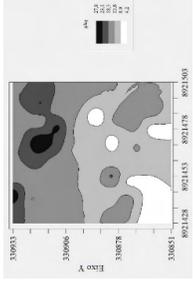
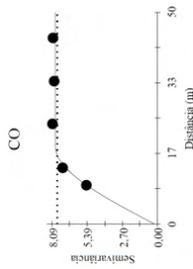
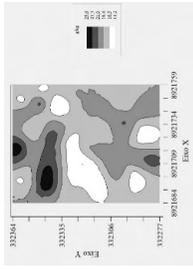
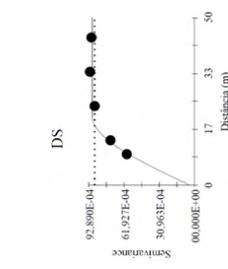
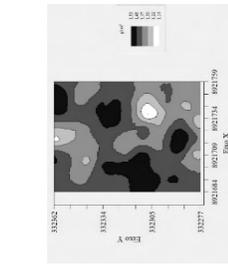
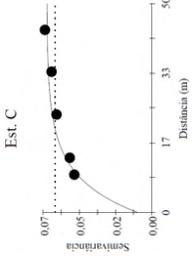
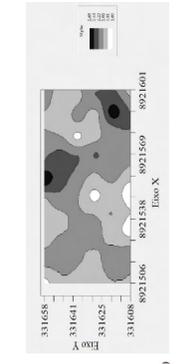
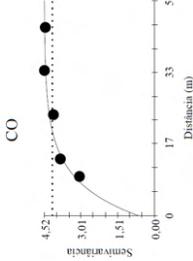
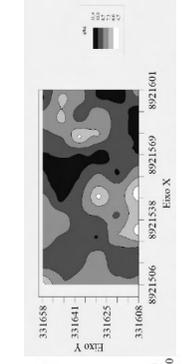
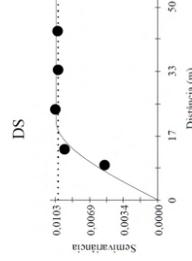
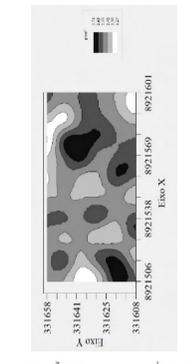
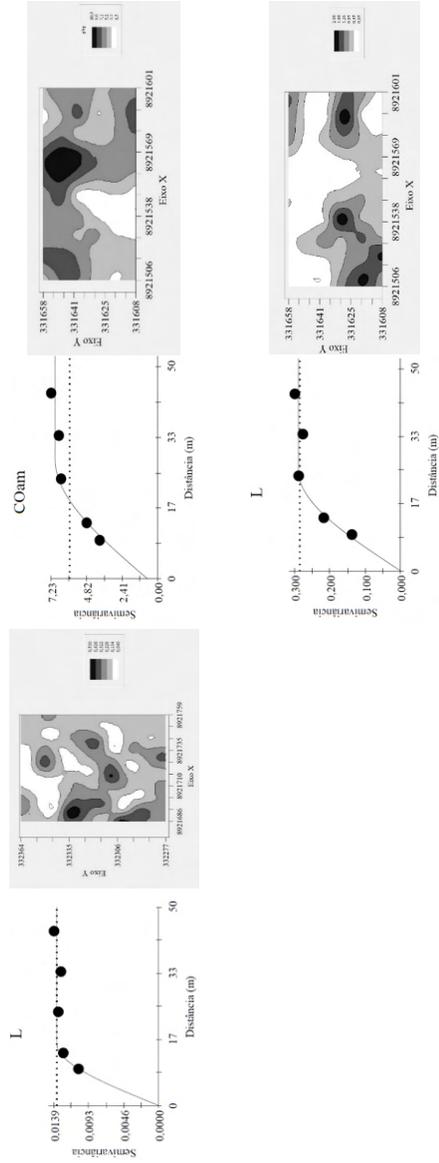



Figura 4. Semivariogramas e mapas de krigagem (2D) das variáveis de carbono em área de braquiária, floresta e Mombaça.

Com relação ao coeficiente de determinação (r²) e a validação cruzada, nos casos em que não foram diagnosticados com efeito pepita puro (EPP), os mesmos ficaram acima de 0,75, mostrando uma confiabilidade de dados maior que 75%, esses valores quanto mais próximos a 1 ou 100% são ótimos, pois vai influenciar diretamente no melhor desempenho dos valores da krigagem (WANDERLEY et al., 2013). Valores maiores que os encontrados no estudo de Soares et al. (2018), avaliando dentre outros atributos, o carbono orgânico e o estoque de carbono em área de pastagens em uso no sul da amazônica ocidental.O alcance (a) representa distância dentro da qual as amostras apresentam-se correlacionadas espacialmente (SILVIANO et al., 1998), na análise dos atributos do solo a mesma irá aferir a respeito da variabilidade espacial (GREGO e VIEIRA, 2005). Foi possível verificar que a área de floresta teve os maiores alcances e a mombaça os menores, configurando uma maior variabilidade na área de mombaça e maior homogeneidade na variabilidade espacial na área de floresta.

Em comparação entre os estudos de Soares et al. (2018) e Novais Filho et al. (2015) que trabalharam com carbono em área de pastagem e floresta, respectivamente, na Amazônia, tiveram resultados semelhantes, onde a área de floresta tem um alcance maior, isso porque a floresta em si, trata-se de um ambiente natural em equilíbrio (HUGUCHI et al., 2004). Se tratando da Amazônia, a mesma possui vegetação adensada o que garante uma distribuição uniforme de material vegetal que irá gerar o carbono do solo e suas frações (SILVA et al., 2007), associados, também, as condições de relevo mais plano da área, em relação as áreas de braquiárias e mombaça (GALVÃO et al., 2005).

Enfim, o grau de dependência espacial pode ser medido e classificado de acordo com a métrica de Cambardella et at. (1994), onde quando o GDE% for menor que 25 significa dependência espacial forte, índice entre 25 e 75% caracterizam dependência espacial moderada e valores maiores que 75% indica dependência espacial fraca. Com exceção dos atributos que apresentam EPP, em sua maioria foram classificadas em grau de dependência forte, sendo a área de floresta com os maiores valores seguidas pela área de braquiária e por último a mombaça, ou seja, pode inferir que a dinâmica da distribuição e do comportamento dos atributos está mais fortemente relacionada ao espaço ou local, e, se tratando de manejo, no caso a pastagem (ARAÚJO et al., 2011), comprovado pelo padrão distinto de distribuição dos atributos (Figura 4 – krikagem) nas áreas de pastagem comparando com área de floresta e semelhante quando comparado nas áreas de pastagens.

Comparando as krigagens da densidade e estoque de carbono com medida para avaliar os impactos nos compartimentos de carbono, pode-se verificar um aumento da densidade e um aumento acentuado dos estoques de carbono, notável na tabela de média e comprovado na krigagem, comprovando que o manejo das pastagens aumenta a estocagem de carbono no solo, outros estudos com pastagens evidenciaram isso como os de Cano e Villanueva (2013) e Cardoso et al. (2010).

## CONCLUSÕES

A geoestatística comprovou que a substituição da área de floresta para área de manejo associada ao relevo ocasionou modificações na dinâmica da distribuição e comportamento das variáveis de carbono do solo.

Para os ambientes que foram estudados observa-se que a braquiária não teve tanta diferenciação em relação a área de floresta, sendo menos influenciável em comparação a pastagem de Mombaça.

Os valores de COp foram maiores na área de floresta, ao contrário das demais áreas, aumentou em profundidade. O COam foi fração com maior dependência do CO nas áreas, de forma acompanhar significativamente as oscilações do CO.

O valor de P é observado com maior quantidade na área de floresta por ter sua caracterização ácida nessa região. A variabilidade alta nas áreas de pastagens e menor na área de floresta evidencia o efeito negativo do uso sobre o solo.

A maior variabilidade espacial dos atributos químicos é possível observar na área de Mombaça, devido ao pastejo de forma intensificada e o grande índice de precipitação e fluxo dos nutrientes.

## REFERÊNCIAS

AHMED, C. R. M. **Fatores que influenciam a erodibilidade nos solos do município de Campos dos Goytacazes-RJ sob uma análise multicritério** / Clarissa Regina Masiero Ahmed. Campos dos Goytacazes, 2009**.**

ALVARENGA, R. C.; FERNANDES, B.; SILVA, T. C. A.; RESENDE, M. Estabilidade de agregados de um Latossolo Roxo sob diferentes métodos de preparo do solo e de manejo da palha do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 10, n. 2, p.273-277, 1986.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M. & SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift,** v. 22, n. 6, 711–728, 2013.

ALVES, T. S.; CAMPOS, L.L.; ELIAS - NETO, N.; MATSUOKA, M.; LOUREIRO, M.F. Biomassa e atividade microbiana de solo sob vegetação nativa e diferentes sistemas de manejos. **Acta Scientiarum Agronomy**, n. 33, p. 341-347, 2011.

AMUNDSON, R.; BERHE, A. A.; HOPMANS, J. W.; OLSON, C. **Soil and Human Security in the 21st century**, 2015.

ANDERSON, J. M.; INGRAM, J. S. I. **Tropical soil biology and fertility: a handbook of methods**. Wallingford: CAB International. p. 171, 1989.

AQUINO, R. E.; CAMPOS, M. C. C.; MARQUES JÚNIOR, J.; OLIVEIRA, I. A.; MANTOVANELLI, B. C.; SOARES, M. D. R. Geoestatística na avaliação dos atributos físicos em Latossolo sob floresta nativa e pastagem na Região de Manicoré, Amazonas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 2, p. 397-406, 2014.

AQUINO, R. E.; CAMPOS, M. C. C.; MARQUES JÚNIOR, J.; OLIVEIRA, I. A.; MANTOVANELLI, B. C.; SOARES, M. D. R. Geoestatística na avaliação dos atributos físicos em latossolo sob floresta nativa e pastagem na Região de Manicoré, Amazonas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 2, p. 397-406, 2014.

ARAGÃO, D. V. D.; CARVALHO, C. J. R. D.; KATO, O. R.; ARAÚJO, C. M. D.; SANTOS, M. T. P. D.; & MOURÃO JÚNIOR, M. **Avaliação de indicadores de qualidade do solo sob alternativas de recuperação do solo no Nordeste Paraense**. Acta amazônica, v. 42, n. 1, p. 11-18, 2012.

ARAÚJO, E. A. D., KER, J. C., MENDONÇA, E. D. S., SILVA, I. R. D., OLIVEIRA, E. K. Impacto da conversão floresta-pastagem nos estoques e na dinâmica do carbono e substâncias húmicas do solo no bioma Amazônico. **Acta amazônica**, v. 41, p. 103-114, 2011.

ASSUNÇÃO, S. A. **Efeitos nas frações da matéria orgânica do solo pela aplicação de N-fertilizante em cana crua com deposição da palhada**. 58 f. Dissertação de Mestrado. Universidade Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2016.

BAKER, J. M.; OCHSNER, T. E.; VENTEREA, R. T.; GRIFFIS, T. J. Tillage and soil carbon sequestration-what do we really know? **Agriculture, Ecosystems and Environmental**, v. 118, p.1–5, 2007.

BERTOL, I.; ALMEIDA, J. A. Tolerância de perda de solo por erosão para os principais solos do Estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 24. p. 657-668, 2000.

BERTOLANI, F. C., & VIEIRA, S. R. Variabilidade espacial da taxa de infiltração de água e da espessura do horizonte A, em um Argissolo Vermelho-Amarelo, sob diferentes usos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, p. 987-995, 2011.

BERTONI, J. E LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**. 5.ed. São Paulo. 355p, 2005.

BIEGANOWSKI, A., WITKOWSKA-WALCZAK, B., GLIŃSKI, J., SOKOŁOWSKA, Z., SŁAWIŃSKI, C., BRZEZIŃSKA, M., WŁODARCZYK, T., Data base of Polish arable mineral soils: a review. **Internationa Agrophysics**, v. 27, p. 335–350, 2013.

BLANCO-CANQUI, C. A. H. Does organic farming accumulate carbon in deeper soil profiles in the. **Geoderma**, v. 288, p. 213-221, 2017.

BLAIR. G.J., LEFROY, R.D.B. e LISLE, L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and development of a carbon management index for agricultural systems. Aust. **J. Agric. Res**., n. 46, p.1459-1466, 1995.

BODDEY, R.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S. S. **Sequestro de carbono em solos sob sistemas agropecuários produtivos.** Seropédica: Embrapa Agrobiologia, Boletim técnico. p. 4, 2004.

BORGES, C. S.; RIBEIRO, B. T.; WENDLING, B.; CABRAL, D. A. **Agregação do solo, carbono orgânico e emissão de CO2 em áreas sob diferentes usos no Cerrado, região do Triângulo Mineiro**. Revista Ambiente & Água, v. 10, n. 3, p. 660-675, 2015.

BRITO, A. O. Estudo da erosão no ambiente urbano, visando Planejamento e controle ambiental no Distrito Federal. **Dissertação de Mestrado em Engenharia Floresta**. Publicação PPG. EFL. Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, p. 78, 2012.

BURAK, D. Modelagem Matemática sob um olhar de Educação Matemática e suas implicações para a construção do conhecimento matemático em sala de aula. **Modelagem na Educação Matemática**, v.1, n.1, p.10-27, 2010.

BUSTAMANTE, M. M. C.; CORBEELS, M.; SCOPEL, E.; ROSCOE, R**. Soil carbon storage and sequestration potential in the Cerrado Region of Brazil.** In: LAL, R.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J.; CERRI, E. (Eds.), Carbon Sequestration in Soils of Latin America. The Haworth Press, Binghamton, p. 285–299, 2006.

CAMPOS, M. C. C.; SOARES, M. D. R; NASCIMENTO, M. F; SILVA, D. M. P. Estoque de carbono no solo e agregados em Cambissolo sob diferentes manejos no sul do Amazonas. **Revista Ambiente e Água**, v. 11, n. 2, p.339-348, 2016.

CANO, R. M. Y., & VILLANUEVA, M. C. Almacenamiento de carbono en pastos naturales altoandinos. **Scientia Agropecuaria**, v. 4, n. 4, p. 313-319, 2013.

CARDOSO, E. L., SILVA, M. L. N., SILVA, C. A., CURI, N., & FREITAS, D. A. F. D. Estoques de carbono e nitrogênio em solo sob florestas nativas e pastagens no bioma Pantanal. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v. 45, n. 9, p. 1028-1035, 2010.

CARVALHO J. L. N.; CERRI C. E. P.; FEIGL B. J.; PICOLLO M. C.; GODINHO V. P.; CERRI C. C. Carbon sequestration in agricultural soils in the Cerrado region of the Brazilian Amazon. **Soil and Tillage Research**, v.103, n. 2, p. 342-349. 2009.

CARVALHO, J. L. N. et al. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 277-289, 2010.

CARVALHO, J. R. P. D., SILVEIRA, P. M. D., VIEIRA, S. R. Geoestatística na determinação da variabilidade espacial de características químicas do solo sob diferentes preparos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, p. 1151-1159, 2002.

CASTRO FILHO, C.; MUZILLI, O.; PODANOSCHI, A. L. Estabilidade dos agregados e sua relação com o teor de carbono orgânico em um Latossolo Roxo Distrófico, em função de sistemas de plantio, rotações de culturas e métodos de preparo das amostras. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, n. 3, p.527-538, 1998.

CERRI, C. E. P.; SPAROVEK, G.; BERNOUX, M.; EASTERLING, W. E.; MELILLO, J. M.; CERRI, C. C. Tropical Agriculture and global warming impacts and mitigation options. **Scientia Agricola**, v. 64, n.1, p. 83-89, 2007.

CHUNG, H; GROVE, J.H.; SIX, J. **Indications for soil carbono saturation in a temperate agroecosystem. Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.72, p.1132-1139, 2008.

CONCEIÇÃO, P.C.; AMADO, T.J.C.; MIELNICZUK, J.; SPAGNOLLO, E. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos correlacionados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.29, n. 5, p.777-788, 2005.

CONCEIÇÃO, A.M.S.B. **Estoque de carbono e qualidade do solo em cambissolo do semiárido Baiano.** Universidade Federal do Recôncavo da Bahia. Dissertação (Mestrado), p. 59, 2010.

COSTA JUNIOR, C.; PÍCCOLO, M. D. C.; SIQUEIRA NETO, M.; CAMARGO, P. B. D.; CERRI, C. C.; & BERNOUX, M. **Carbono em agregados do solo sob vegetação nativa, pastagem e sistemas agrícolas no bioma Cerrado**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 36, n. 4, p. 1311-1322, 2012.

COUTINHO FILHO, J. L. V.; PERES, R. M.; JUSTO, C. L. Produção de carne de bovinos contemporâneos, machos e fêmeas, terminados em confinamento. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 35, n. 5, p. 2043-2049, 2006.

COX, P. M., R. A. BETTS, C. D. JONES, S. A. Spall, and I. J. Totterdell, Acceleration of global warming due to carbon cycle feedbacks in a coupled climate model, **Nature**, 408, p. 184-187, 2000.

EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos.** Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 4.ed. revisada e ampliada. Brasília, p. 353, 2018.

FALLOON, P.; JONES, C.D.; CERRI, C.E.; AL-ADAMAT, R.; KAMONI, P.; BHATTACHARYYA, T.; EASTER, M.; PAUSTIAN, K.; KILLIAN, K.; COLEMAN, K. & MILNE, E. Climate change and its impact on soil and vegetation carbon storage in Kenya, Jordan, India and Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environmental**, v. 122, n. 1, p. 114-124, 2007.

FERREIRA, E. A. **Dinâmica de longo prazo do carbono do solo em sistema de manejo no cerrado.** Universidade de Brasília, Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós Graduação em Ecologia, (Tese de doutorado) p.235, 2013.

FOLEY, J. A.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S. R.; CHAPIN, F. S.; COE, M. T.; DAILY, G. C.; GIBBS, H. K.; HELKOWSKI, J. H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E. A.; KUCHARIK, C. J.; MONFREDA, C.; PATZ, J. A.; PRENTICE, I. C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P. K. Global consequences of land use. **Science**, v. 309, p. 570-574, 2005.

FRIEDLINGSTEIN P.; COX P, BETTS R, et al. Climatecarbon cycle feedback analysis: Results from the (CMIP)-M-4 model intercomparison. **Journal of Climate**, n. 19, p. 3337-3353, 2006.

GALINDO, I. C. L.; MARGOLIS, E. Tolerância de perdas por erosão para solos do estado

GALVÃO, S. R. D. S., SALCEDO, I. H., SANTOS, A. C. D. Frações de carbono e nitrogênio em função da textura, do relevo e do uso do solo na microbacia do agreste em Vaca Brava (PB). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 955-962, 2005.

GREGO, C. R., VIEIRA, S. R. Variabilidade espacial de propriedades físicas do solo em uma parcela experimental. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 169-177, 2005.

GUARESCHI, R.F; PEREIRA, M. G.; PERIN, A. Oxidizable carbono fractions in Red Latosol under diferent management systems. **Revista de Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 44, n.2, p. 242-250, 2013.

GUERRA, A. J. T.; JORGE, M. D. O. Degradação dos solos no Brasil. **Revista Bertrand Brasil**. Rio de Janeiro. p22, 2014.

GUO, L. B.; GIFFORD, R. M. **Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. Global Change Biology**, v. 8, n. 4, p. 345-360, 2002.

HICKMANN, C.; COSTA, L. M. Estoque de carbono no solo e agregados em Argissolo sob diferentes manejos de longa duração. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 10, p.1055–1061, 2012.

HIGUCHI, N., CHAMBERS, J., DOS SANTOS, J., RIBEIRO, R. J., PINTO, A. C. M., DA SILVA, R. P., TRIBUZY, E. S. Dinâmica e balanço do carbono da vegetação primária da Amazônia Central. **Floresta**, v. 34, n. 3, p, 34-47, 2004.

HILLEL, D.; ROSENZWEIG, C. *The role of soils in climate change. In* HILLEL, D. and ROSENZWEIG, C. (Eds.). **Handbook of Climate Change and Agroecosystems: Impacts, 196 Adaptation, and Mitigation.** ICP Series on Climate Change Impacts, Adaptation, and Mitigation. Imperial College Press, v. 1, p. 9-20, 2010.

HUMBERTO BLANCO-CANQUI, C. A. Does organic farming accumulate carbon in deeper soil profiles in the. **Geoderma**, v. 288, p. 213-221, 2017.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE – IPCC. **Climate change 2001: The scientific basis**. Cambridge, Cambridge University Press, 881p, 2001.

JOHNSON, L. C. Soil loss tolerance: Fact or myth? **Journal Soil Water Conserv.**, v. 42, p. 155-160, 1987.

KASCHUK, G.; ALBERTON, O.; HUNGRIA, M. Quantifying effects of different agricultural land uses on soil microbial biomass and activity
in Brazilian biomes: inferences to improve soil quality. **Plant Soil**,
n. 338, p. 467–481, 2011.

KEMPER, W. D.; CHEPIL, W. S. **Size distribution of aggregates. Methods of Soil Analysis.** Part 1. Physical and Mineralogical Properties, Including Statistics of Measurement and Sampling, n. methods of soilana, p. 499-510, 1965.

LAGO, W. N. M.; LACERDA, M. P. C.; NEUMANN, M. R. B. Indicadores de qualidade dos solos na microbacia do Ribeirão Extrema, Distrito Federal: Parte II. **Revista Brasileira Engenharia Agrícola e Ambiental**, n. 16, p. 721–729, 2012.

LAL, R. Carbon sequestrian. **Phil. Trans. R. Soc. B**., v. 363, p. 815-830, 2008.

LAL, R. Enhancing eco-efficiency in agroecosystems through soil carbon sequestration. **Crop Science** v. 1, p. 30–40, 2010.

LAL, R. Forest soils and carbon sequestration. **Forest ecology and management,** v. 220, n. 1-3, p. 242-258, 2005.

LAL, R. Sequestering atmospheric carbon dioxide. **Critical Reviews in Plant Science**, v. 28 p. 90-96, 2009.

LEPSCH, I. F. **formação e conservação dos solos**. São Paulo oficina de texto p.177, 2002.

LIMA, C. C.; PARTELI, L.F., LOOSE, C. E. O empreendedorismo rural e a agroindústria familiar na gestão da atividade agropecuária em Rondônia. **Revista de administração e contabilidade-RAC (CNEC)**, v. 14, n. 27, p. 97-134, 2015.

LISBÔA, F. M., DONAGEMMA, G. K., BURAK, D. L., PASSOS, R. R., MENDONÇA, E. D. S. Indicadores de qualidade de Latossolo relacionados à degradação de pastagens. **Pesquisa agropecuária brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1184-1193, 2016.

LONGO, M. et al. Aboveground biomass variability across intact and degraded forests in the Brazilian Amazon. **Global Biogeochemical Cycles**, v.30, p.1639-1660, 2016.

LOPES, R. B.; MIOLA, D. T. B. Sequestro de carbono em diferentes fitofisionomias do cerrado. SYNTHESIS **Revista Digital FAPAM**, v. 2, n. 2, p. 127-143, 2010.

LYBRAND, R. A.; RASMUSSEN, C. Climate, topography, and dust influences on the mineral and geochemical evolution of granitic soil in southern Arizona. **Geoderma**, v. 314, p. 245–261, 2018.

MACHADO, P. L. D. A. **Carbono do solo e a mitigação da mudança climática global**. Química Nova, v. 28, n. 2, p. 329-334, 2005.

MAGALHÃES, I. A. L.; NERY, C. V. M.; ZANETTI, S. S.; PENA, F. E. R.; AVELINO, R. C.; SANTOS, A. R. Uso de Geotecnologias para estimativa de perda de solo e identificação das áreas susceptíveis a erosão laminar sub-bacia hidrográfica do Rio Vieira, Município de Montes Claros-MG. **Cadernos de Geociências**, v. 9, n. 2, 2012.

MAGANHOTTO, R. F.; LOHMANN, M.; SOUZA, L. C. P.; SANTOS, L. J. C. Os Índices de Representação do Relevo como Suporte para o Zoneamento Ambiental de Unidades de Conservação – Estudo de Caso da Floresta Nacional de Irati. **Geografia, Ensino & Pesquisa**, v. 20 n.3, p. 168-181, 2016.

MAIA, M. A. M. **Geodiversidade do estado do Amazonas**. Org. Maria Adelaide Mansini Maia e José Luiz Marmos. Manaus: CPRM, p. 73-77, 2010.

MARTINS FILHO, M. V.; LICCIOTTI, T. T.; PEREIRA, G. T.; MARQUES JÚNIOR, J.; SANCHEZ, R. B. **Perdas de solo e nutrientes por erosão num argissolo com resíduos vegetais de cana-de-açúcar.** Engenharia Agrícola, Jaboticabal, v. 29, n. 1, p. 8-18, 2009.

MATIAS, S. S.; CORREIA, M. A.; CAMARGO, L. A.; DE FARIAS, M. T.; CENTURION, J. F.; & NÓBREGA, J. C. **Influência de diferentes sistemas de cultivo nos atributos físicos e no carbono orgânico do solo**. Revista Brasileira de Ciências Agrárias, v. 7, n. 3, p. 414-420, 2012.

MOLINE, E. F. V.  COUTINHO, E. L. M. Atributos químicos de solos da Amazônia Ocidental após sucessão da mata nativa em áreas de cultivo. **Revista de Ciências Agrárias Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, v. 58, n. 1, p. 14-20, 2015.

NELSON, D.W. & SOMMERS, L.E. **Total carbon, organic carbon and organic matter**. In: PAGE, A.L.; MILLER, R.H. & KEENEY, D.R., eds. Methods of soil analysis: Chemical and microbiological properties. Part 2. Madison, Soil Science Society of America, p.539-579, 1982.

NOELLEMEYER, E.; FRANK, F.; ALVAREZ, C.; MORAZZO, G.; QUIROGA, A. Carbon contents and aggregation related to soil physical and biological properties under a land-use sequence in the semiarid region of central Argentina. **Soil & Tillage Research**, v.99, p. 179–190, 2008.

NOVAES FILHO, J. P., SELVA, E. C., COUTO, E. G., LEHMANN, J., JOHNSON, M. S., RIHA, S. J. Distribuição espacial de carbono em solo sob floresta primária na Amazônia Meridional. **Revista Árvore**, v. 31, n. 1, p. 83-92, 2007.

NUNES, M. S. **Processos erosivos: fatores causadores, consequências ambientais e formas de manejo**. CEFET –MG. 2016.

OLIVEIRA, I. A. D.; CAMPOS, M. C. C.; MARQUES JUNIOR, J.; AQUINO, R. E. D.; TEIXEIRA, D. D. B.; & SILVA, D. M. P. D. Use of scaled semivariograms in the planning sample of soil chemical properties in Southern Amazonas, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 1, p. 31-39, 2015.

OLIVEIRA, T. P.; ENSINAS, S. C.; BARBOSA, G. F.; NANZER, M. C.; BARRETA, P. G. V.; SILVA, M. F. G.; PRADO, E. A. F. **Carbono lábil e frações oxidáveis de carbono em solos cultivados sob diferentes formas de uso e manejo**. Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável, v. 8, n. 4, p. 777-783, 2018.

PAIVA, A. O.; REZENDE, A. V.; PEREIRA, R. S. **Estoque de carbono em cerrado sensu stricto do Distrito Federal**. Revista Árvore, v. 35, n. 3, p. 527-538, 2011.

PAUL, E.A. Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry. 4th ed. Academic Press. Poeplau, C.; Don, A.; 2013. Sensitivity of soil organic carbon stocks and fractions to diferente land-use changes across Europe. Geoderma, v. 192, p. 189–201, 2014.

PETSCH, C.; MONTEIRO, J. B. Estimativa de perda de solo na bacia do córrego Arapuca

PINHEIRO, H.; DE CASTRO, J. P. M.; & AZEVEDO, J. C. **Alterações na paisagem e sequestro de carbono na freguesia de Deilão, nordeste de Portugal**. Revista Árvore, v. 38, n.1, p. 41-52, 2014.

PINTO-JUNIOR, O. B.; SANCHES, L.; DALMOLIN, A. C.; NOGUEIRA, J. S. D. Efluxo de $CO_2$ do solo em floresta de transição Amazônia Cerrado e em área de pastagem. **Acta amazônica**, v. 39, n. 4, p. 813-821, 2009.

PRIMIERI, S.; MUNIZ, A. W.; & LISBOA, H. D. M. Dinâmica do carbono no solo em ecossistemas nativos e plantações florestais em Santa Catarina. **Revista Floresta e Ambiente**, n. 24, p. 1-9, 2017.

RAMOS, D. P.; REGO FILHO, L. M. **Pedologia e interpretação para o manejo e a conservação do solo e da água**, 2008.

RANGEL, O. J. P.; SILVA, C. A.; GUIMARÃES, P. T.J. et al. Frações oxidáveis do carbono orgânico de Latossolo cultivado com cafeeiro em diferentes espaçamentos de plantio. Ciência e Agrotecnologia, v. 32, n. 2, p. 429-437, 2008.

RASSE, D. P.; RUMPEL, C.; DIGNAC, M. F. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specifc stabilisation. **Plant and Soil**, Netherlands, v. 269, n. 1, p.
341-356, 2005.

REIS, E. **Estatística Multivariada Aplicada**. 2ª ed. Edições Sílabo: Lisboa, 2001.

RESCK, D. V. S.; SILVA, J. E. da.; LOPES, A. S.; COSTA, L. M. da**. Management systems in Northern South América.** In: PETERSON, G.A.; UNGER, P.W.; PAYNE, W.A. (Eds.). Dryland Agriculture, Agronomy Monograph. n. 23, 2006.

RESCK, D. V. S.; VASCONCELLOS, C. A.; VILELA, L.; MACEDO, M. C. M. Impact of conversion of Brazilian Cerrado to cropland and pastureland on soil carbon pool and dynamics. In: LAL, R.; KIMBLE, J.M.; STEWART B.A. (Eds.). **Global climate change and tropical ecosystems**. 2000.

RESENDE, T. M.; ROSOLEN, V.; BERNOUX, M.; BRITO, J. L. S.; BORGES, E. N.; ALMEIDA, F. P. Atributos físicos e carbono orgânico em solo sob Cerrado convertido para pastagem e sistema misto. **Sociedade & Natureza**, v. 27, n. 3, p. 501-513, 2015.

ROBERTSON, G. P. **GS+: Geostatistics for the environmental sciences - GS+ User's Guide**. Plainwell: Gamma Design Software, 152 p, 2004.

ROSSI, C. Q.; PEREIRA, M. G.; GIÁCOMO, S. G.; BETTA, M.; POLIDORO, J. C. Frações húmicas da matéria orgânica do solo cultivado com soja sobre palhada de braquiária e sorgo. ***Bragantia***, Campinas, v. 70, n. 3, p. 622-630, 2011.

ROSSI, C. Q.; PEREIRA, M. G.; GIÁCOMO, S. G.; BETTA, M.; POLIDORO, J. C. Frações lábeis da matéria orgânica em sistema de cultivo com palha de braquiária e sorgo. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 43, n. 1, p. 38-46, 2012.

ROSSI, C. Q.; PEREIRA, M. G.; GIÁCOMO, S. G.; BETTA, M. & POLIDORO, J. C. Frações orgânicas e índice de manejo de carbono do solo em Latossolo Vermelho sob plantio de soja no cerrado goiano. Rev. Bras. Ciênc. Agrár. Recife, v.7, n.2, p.233-241, 2012.

SALVIANO, A. A. C., VIEIRA, S. R., & SPAROVEK, G. Variabilidade espacial de atributos de solo e de Crotalaria juncea L. em área severamente erodida. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 22, n. 1, p. 115-122, 1998.

SANTOS, F. A. S. et al. Dinâmica do carbono orgânico de solos sob pastagens em campos de murundus. **Scientia Agraria**, v. 18, n. 2, p. 43-53, 2017.

SCHAEFER, C. E. G. R.; LIMA, H. N.; TEIXEIRA, W. G.; VALE JR, J. R.; SOUZA, K. W.; CORRÊIA, G. R.; MENDONÇA, B. A. F.; AMARAL, E. F.; CAMPOS, M. C. C. & RUIVO, M. L. P. **Pedologia - Solos dos Biomas Brasileiros**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo; 2017.

SCHALLER, F. W. AND STOCKINGER, K. R. 1953. A comparison of hve methods for expressing aggregation data. **Soil Science Society of America**. v. 17, p. 310-313.

SCHARRÓN, C. E. R; SÁNCHEZ, Y. F. Efeitos de parcelas, fazendas e bacias hidrográficas do cultivo de café na produção de escoamento e sedimentos no oeste de Porto Rico. **Journal of Environmental Management**, v. 202, n. 1, p. 126-136, 2017.

SELVA, E. C., E. G. COUTO, M. S. JOHNSON, and J. Lehmann, Litterfall production and fluvial export in headwater catchments of the southern Amazon, **Journal Tropical Ecology**, n. 23, p. 329 -335, 2007.

SILVA NETO, E. C. D.; PEREIRA, M. G.; FRADE JUNIOR, E. F.; SILVA, S. B. D.; CARVALHO JUNIOR, J. A. D.; & SANTOS, J. C. D. Temporal evaluation of soil chemical attributes after slash-and-burn agriculture in the Western Brazilian Amazon. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 41, e 42609, 2019.

SILVA, C. J. D., SANCHES, L., BLEICH, M. E., LOBO, F. D. A., & NOGUEIRA, J. D. S. Produção de serrapilheira no Cerrado e Floresta de transição Amazônia-Cerrado do centro-oeste brasileiro. **Acta Amazonica**, v. 37, p. 543-548, 2007.

SILVA, E. F.; LOURENTES, E. P. R.; MARCHETTI, M. E. et al. Frações lábeis e recalcitrantes da matéria orgânica em solos sob integração lavoura pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, n. 10, p. 1321-1331, 2011.

SILVA, F. S. F.; FERREIRA, V. C.; CATTER, K. M.; VIANA, A. P. Q.; DE MENDONÇA, K. V.; DE SOUSA, O. V.; FERNANDES VIEIRA, R. H. **Produção de biossurfactantes por cepas bacterianas de origem marinha utilizando querosene como fonte de carbono**. Revista de Ciências Ambientais, v. 11, n. 1, p. 7-18, 2017.

SILVA, I. R. & MENDONÇA, E. S. Matéria Orgânica do Solo. Coord. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; BARROS, N. F. de.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. Editores. Fertilidade do Solo - **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa- MG, p. 1017, 2007.

SILVA, R. G. C. **A regionalização do agronegócio da soja em Rondônia**. GEOUSP Espaço e Tempo (Online), v. 18, n. 2, p. 298–312, 2014.

SILVIANO, A.A.C.; VIEIRA, S.R.; SPAROVEK, G. Variabilidade espacial de atributos de solo e Crotalaria juncea L. em áreas severamente erodidas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.22, n.1, p.115-22, 1998.

SMITH, P.; MARTINO, D.; CAI, Z.; GWARY, D.; JANZEN, H. H.; KUMAR, P.; McCARL, B.; OGLE, S.; O'MARA, F.; RICE, C.; SCHOLES, R. J.; SIROTENKO, O.; HOWDEN, M.; McALLISTER, T.; PAN, G.; ROMANENKOV, V.; SCHNEIDER, U.; TOWPRAYOON, S.; WATTENBACH, M.; SMITH, J. U. Greenhouse gas mitigation in agriculture. Phil. Transactions of Royal Society., **B Biol Sci**., v. 363, n. 1492, p. 789-813, 2008.

SOARES, M. D. R., CAMPOS, M. C. C., CUNHA, J. M. D., SOUZA, Z. M. D., OLIVEIRA, I. A. D., AQUINO, R. E. D., OLIVEIRA, L. S. Variabilidade espacial do estoque de carbono e atributos físicos do solo em terra preta arqueológica sob pastagem. **Revista Ambiente & Água**, v.13, n. 6, p. 1-13, 2018.

SOUZA, F. G. D.; CAMPOS, M. C. C.; PINHEIRO, E. N.; LIMA, A. F. L. D.; BRITO FILHO, E. G. D.; CUNHA, J. M. D.; & BRITO, W. B. M. Aggregate stability and carbon stocks in Forest conversion to different cropping systems in Southern Amazonas, Brazil**. Carbon Management**, v. 11, n. 1, p. 81-96, 2020.

SOUZA, H. A. D.; MARCELO, A. V.; & CENTURION, J. F. Carbono orgânico e agregação de um Latossolo Vermelho com colheita mecanizada de cana-de-açúcar. **Revista Ciência Agronômica**, v.43, n. 4, p. 658-663, 2012.

SOUZA, J. L.; PREZOTTI, L. C.; & GUARÇONI, M. Potencial de sequestro de carbono em solos agrícolas sob manejo orgânico para redução da emissão de gases de efeito estufa. **Idesia (Arica)**, v. 30, n. 1, p. 7-15. 2012.

STATSOFT Inc 7.0. **Statistica (data analysis software system)**. USA: 2004.

STEWART, C. E.; PAUSTIAN, K.; CONANT, R. T.; PLANTE, A. F.; SIX,J. Soil carbon saturation: Concept, evidence and evaluation. **Biogeochemistry,** 2007.

SWIFT, R. S. **Organic matter characterization**. Methods of Soil Analysis Part 3—Chemical Methods, n. methodsofsoilan3, p. 1011-1069, 1996.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo**. 3.ed. revista e atualizada. EMBRAPA, Brasília. p. 573, 2017.

TORNQUIST, C. G. et al. **Estoques Originais de Carbono Orgânico em Solos do Planalto do Rio Grande do Sul.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, Viçosa. Anais...Viçosaq: SBCS-UFV, 30, 2005.

VALE, P. M.; ANDRADE, D. C. Comer carne e salvar a Amazônia? A produtividade da pecuária em Rondônia e sua relação com o desmatamento. **Estudos Sociedade e Agricultura.** v. 20, n. 2, p. 381-408, 2012.

VALTERA, M.; SAMONIL, P.; SVOBODA, M.; JANDA, P. Effects of topography and forest stand dynamics on soil morphology in three natural Picea abies mountain forests. **Plant Soil**, v. 392, p. 57–69, 2015.

WANDERLEY, H. S., DE AMORIM, R. F. C., CARVALHO, F. O. Interpolação espacial da precipitação no Estado de Alagoas utilizando técnicas geoestatística. **Campo Digital**, v. 8, n. 1, p. 1-12, 2013.

WANG, Y.; TU, C.; CHENG, L.; LI, C.; GENTRY, L.F.; HOYT, G.D.; ZHANG, X.; HU, S. Long-term impact of farming practices on soil 92 organic carbon and nitrogen pools and microbial biomass and activity. **Soil & Tillage Research**, n. 117, p. 8-16, 2011.

ZACH, A.; TIESSEN, H.; NOELLEMEYER, E. Carbon turnover and 13C natural abundance under land-use change in the semiarid La Pampa, Argentina. **Soil Science Society of America Journal**, v. 70, p. 1541-1546, 2006.

ZANÃO JÚNIOR, L. A.; LANA, R. M. Q.; GUIMARÃES, E. C.; PEREIRA, J. M. A. Variabilidade espacial de nutrientes em Latossolo sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 5, p. 389-400, 2010.

ZENERO, M. D. O.; SILVA, L. F. S. D.; CASTILHO, S. C. D. P.; VIDAL, A.; GRIMALDI, M.; COOPER, M. Characterization and classification of soils under forest and pasture in an agroextractivist project in Eastern Amazonia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, p. 1-17, 2016.

ZINN, Y.L.; LAL, R.; RESCK, D.V.S. Texture and organic carbon relations described by a profile pedotransfer function for Brazilian Cerrado soils. **Geoderma,** v.127, p. 168-173, 2005.

# CAPÍTULO 8

# ERODIBILIDADE DO SOLO EM ÁREAS SOB AMBIENTES NATURAIS E ANTROPIZADOS NO CONTEXTO SOCIOAMBIENTAL SUL DO AMAZONAS

*Data de aceite: 10/03/2022*

*Data de submissão: 03/03/2022*

**Abdul Luis Hassane**
Universidade do Estado do Amazonas
Humaitá – Amazonas
https://orcid.org/0000-0002-9829-5307

**Milton César Costa Campos**
Centro de Ciências Agrárias – Universidade Federal da Paraíba
Areia - Paraíba
https://orcid.org/0000-0002-8183-7069

**Douglas Marcelo Pinheiro da Silva**
Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente - Universidade Federal do Amazonas
Humaitá – Amazonas
http://orcid.org/0000-0001-8147-5726

**José Maurício da Cunha**
Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente - Universidade Federal do Amazonas
Humaitá – Amazonas
https://orcid.org/0000-0003-4057-1708

**Juliana Malta de Assis**
Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente - Universidade Federal do Amazonas
Humaitá – Amazonas
http://lattes.cnpq.br/6210391479219947

**Wildson Benedito Mendes Brito**
Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente - Universidade Federal do Amazonas
Humaitá – Amazonas
https://orcid.org/0000-0002-4267-5992

**Alan Ferreira Leite de Lima**
Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente - Universidade Federal do Amazonas
Humaitá – Amazonas
https://*orcid*.org/0000-0001-7959-8778

**Elilson Gomes de Brito Filho**
Centro de Ciências Agrárias – Universidade Federal da Paraíba
Areia - Paraíba
https://orcid.org/0000-0001-6718-2126

**Flávio Pereira de Oliveira**
Centro de Ciências Agrárias – Universidade Federal da Paraíba
Areia - Paraíba
https://orcid.org/0000-0001-7968-6145

**RESUMO:** Os solos amazônicos vêm sofrendo severas mudanças provocadas por atividades antrópicas, dentre as quais se destaca a transformação de áreas de florestas em áreas de cultivos, o que pode causar alterações significativas nos atribuídos dos solos em diversos ambientes, resultando na intensificação da ocorrência da erodibilidade do solo. Por essa razão, o trabalho teve como objetivo determinar a erodibilidade do solo, seus indicadores, e ainda avaliar a aplicabilidade das equações de predição de perdas de solo propostas por Denardin (1990) e Flanagan & Livingston (1995) sob ambientes naturais e antropizados, no contexto socioambiental, na região Sul do Amazonas. Foram selecionadas áreas de aproximadamente um hectare em cada ambiente de estudo, dessas,

contendo de floresta nativa 1 (FN1), floresta nativa 2 (FN2), Cerrado, Cerradão e ambientes antropizados de pastagem, espécies de teca (*tectona grandis*), Jenipapo (*genipa americana*) e Mista: subcultivos (*tectona grandis e genipa americana*). Em cada ambiente, áreas de aproximamente de 1 hectare. As amostras de solo foram coletadas de forma aleatória com uso de trado holandês, na profundidade de 0,00-0,20 m, com 32 pontos amostrais por área, totalizando 256 amostras em 8 áreas. Foram realizadas análises laboratoriais para determinação da análise granulométrica, frações da areia e da matéria orgânica do solo (MOS). A erodibilidade foi estimada a partir de métodos indiretos de predição e os dados foram submetidos às análises de estatísticas descritiva, multivariadas, comparadas pelo teste de Tukey (a 5%) de probabilidade de correlação de Pearson e, por fim, uma análise factorial dos componentes principais (CP1 e CP2). Os resultados mostraram que atividades de práticas de queimada, desmatamento, exploração de madeira, mineração e agropecuária nos solos amazônicos devem ser antecipadamente planejadas e as práticas de conservação também aplicadas cuidadosamente, desde o início do uso do solo, a fim de preservar e aumentar a produtividade do solo e garantir sua utilização por gerações presentes e futuras. Há necessidade da realização de diagnósticos ambientais para identificar, caracterizar e mapear as áreas de maior ocorrência da erosão no sul do Amazonas, visando assegurar a conservação da biodiversidade, qualidade ambiental do uso do solo e a garantia do desenvolvimento sustentável, ambiental e socioeconômico da população regional. As áreas avaliadas mostram que FN1, FN2, cerradão e pastagem apresentam alto nível de erodibilidade em relação as áreas de cerrado, jenipapo, teca e mista. Alto nível de erodibilidade é considerado o critério de maior susceptibilidade à erosão, isto é, solos que possuem grande erodibilidade apresentaram maior predominância da fração de areias, fator K, $K_i$ $K_r$ e baixo teor de argila. A mudança no uso e na ocupação do solo, por diversas atividades antrópicas e de forma não planejada, pode alterar e degradar o meio ambiente, impactando a produtividade agrícola, degradando o solo e provocando instabilidade econômica sobre a sociedade, o que acelera ainda mais o processo erosivo. Entretanto, com análise das áreas avaliadas, há necessidade de monitoramento e adoção de práticas conservacionistas do solo, a fim de minimizar a erodibilidade, contribuindo para o incremento da sustentabilidade e da qualidade ambiental.
**PALAVRAS-CHAVE:** Atributo dos solo. Manejo do solo. Processo erosivos. Solos amazônicos.

## INTRODUÇÃO

Uso intensivo dos recursos naturais, a falta de planejamento no uso e ocupação do solo, associado à falta de políticas públicas de preservação do meio ambiente, vêm ocasionando modificações nos atributos dos solos, resultando em sérios danos e impactos ambientais ao meio ambiente. Portanto, a ação antrópica vem causando mudanças significativas no uso e ocupação do solo, contribuindo para o desenvolvimento de muitos impactos ambientais negativos que causam a degradação dos recursos naturais, principalmente devido à agricultura e ao manejo inadequado do solo no sul do Amazonas.

O processo de ocupação da Amazônia Legal caracterizou-se pelo uso incorreto dos recursos naturais, principalmente o solo (CAMPOS et al., 2015). Como consequência da destruição da vegetação, representada por diferentes biomas, o que foi sendo fragmentado, houve a conversão desses espaços para atividades agrícolas e pastagem (SOUZA, 2018). Na Amazônia, a erosão dos solos está ligada diretamente a questões sociais, econômicas e ambientais, passível de afetar o meio rural e urbano (SANTOS et al., 2015). Com isso, cresce a preocupação pela ação antrópica negativa, que altera e modifica o meio ambiente, contribuindo para a degradação do solo pelas atividades praticadas, provocando, assim, a erosão dos solos (SILVA et al., 2015).

As atividades antrópicas são ações realizadas pelo homem. Nas últimas décadas, essas ações vêm ganhado destaque em diversas discussões sobre o meio ambiente, provocados grande alterações do ambiente e têm desencadeado um cenário de extrema preocupação em diversos estudos científicos no âmbito ambiental e socioeconómico (CAJAIBA, 2014). Estas ações incluem: queimadas e incêndios florestais, desmatamento intenso, superexploração da agropecuária, atividade madeireira, mineração e contaminação do solo, cada vez maior nas áreas rural e urbana, gerado uma situação de degradação ambiental com prejuízos irreversíveis. Assim, resultando em problemas ambientais como a perda da biodiversidade, desequilíbrio ao ecossistema, ocasionando problemas na alteração das propriedades físicas e químicas dos solos, além de que acarretam a ocorrência das secas, diminuição da vegetação e empobrecimento do solo (BRADY et al., 2013; SILVA et al., 2015).

O conhecimento das características e qualidades de atributos químico, físico e biologico do solo é indispensável para avaliação dos impactos da erodibilidade, das potencialidades e limitações ambientais de uma dada região. Além disso, são necessários para se estabelecer sistemas de manejo com a utilização de tecnologias adequadas, de modo a promover a sustentabilidade e a permanência dos recursos naturais (SOUZA 2018). O estudo detalhado do solo é um instrumento para o planejamento conservacionista, como meio de nortear o uso e ocupação mais adequados, com vistas à sustentabilidade ambiental (VASCONCELOS et al., 2016).

O impacto socioambiental na erodibilidade do solo é intensamente influenciado pelas modificações nos atributos físicos e químicos dos solos e, por conseguinte, pelos manejos adotados (BERTONI; LOMBARDI NETO 2014; LIMA, et al., 2016). Nesse contexto, a erodibilidade dos solos representa, de forma direta, a suscetibilidade natural do solo à erosão em distintas subáreas de manejos. Para se quantificar, usa-se o fator erodibilidade do solo (K), que é uma variável da Equação Universal de perdas de solos (USLE) que expressa, quantitativamente, a suscetibilidade do solo à erosão (WISCHMEIER et al., 1978). Para estimar erodibilidade, usa-se K, Ki, Kr e tc, uma das variáveis da Equação Universal de Perdas de Solo (USLE) que expressa, quantitativamente, a suscetibilidade do

solo à erosão hídrica.

As equações analisadas permitiram boas estimativas dos valores de erodibilidade global (K), em entressulcos (Ki) e em sulcos (Kr) e tensão cisalhante crítica (tc). De acordo com Denardin (1990), a erodibilidade pode ser quantificada por três meios distintos: (i) com base na perda de solos e na determinação do fator de erosividade das chuvas, avaliados sob condições naturais e durante um longo período de tempo, de forma a incorporar uma grande variedade de eventos pluviométricos; (ii) estudos de simulação dos solos naturais em condições bem controladas em laboratório; (iii) computação de índices de ponderação por meio de equações matemáticas que incluam, como variáveis independentes, parâmetros do solo fortemente associados aos efeitos da erodibilidade. Essas equações têm sido comummente ajustadas por meio de tendências estatísticas estabelecidas a partir de valores de referências obtidos para parâmetros físicos, químicos e/ou mineralógicos do solo (WISCHMEIER et al., 1978).

A quantificação das perdas de solo por erosão hídrica visando principalmente auxiliar na definição das técnicas de manejo e práticas conservacionistas adequadas para cada região, minimizando, desta forma, os prejuízos ambientais e econômicos, e aumentar a qualidade do solo. Assim, o presente modelo leva em consideração os atributos químicos e físicos dos solos, e também tem sido bastante empregado em diversos estudos sobre impacto de erodibilidade em solos brasileiros, sobre o viés conservacionista e ambiental (ARRAES et al., 2010; COSTA et al. 2004; DEMARCKI, 2014; SOUZA, 2018).

Desta forma, a presente pesquisa é uma abordagem metodológica quantitativa, utilizando técnicas indiretas de trabalho de campo, análises laboratoriais dos atributos físicos e matéria orgânica do solo, com auxílio de técnicas de estatística descritiva e multivariada, a fim de determinar a erodibilidade do solo em áreas sob ambientes naturais e antropizados no contexto socioambiental do Sul do Amazonas.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Localização e caracterização dasw áreas de estudo

O estudo foi desenvolvido em três propriedades rurais que fazem parte do município de Humaitá, Sul do Estado do Amazonas (Brasil), sob as coordenadas geográfica de latitude: 7º 30’ 22” S e longitude: 63º 01’15” W. As áreas de floresta nativa 1 (FN1), cerrado e cerradão, foram coletadas nas margens da BR-319, em área pertecencente ao 54º Batalhão de Infantaria de Selva do Exército Brasileiro. Pastagem e floresta nativa 2 (FN2) nas margens da BR-319 em direção a Manaus. As áreas de teca (*tectona grandis*), jenipapo (*genipa americana*) e mista subcultivo (*tectona grandis* e *genipa americana*) em uma propriedade rural localizada na margem da BR-230. (Figura 1).

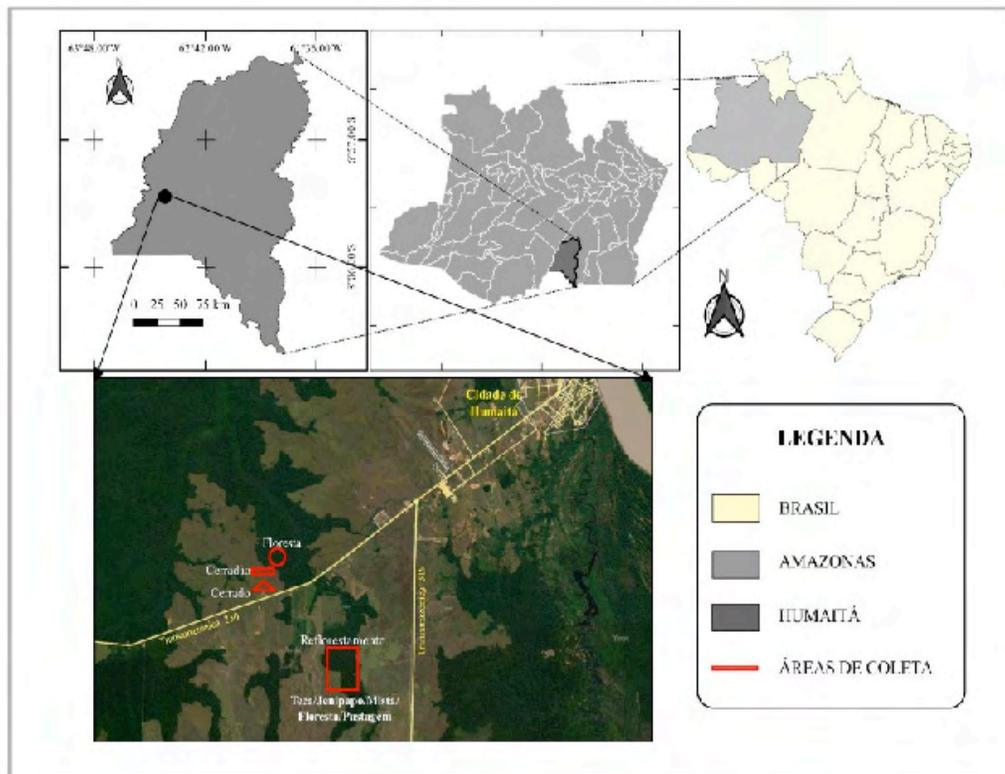



Figura 1. Localização das áreas de Estudo. Mapa do estado do Amazonas, destacando as oito áreas de estudo no município de Humaitá-AM.

O material de origem dos solos da região é proveniente dos sedimentos aluviais que são cronologicamente oriundos do Holoceno (BRASIL, 1978). O clima no Amazonas é o equatorial (quente e úmido), com umidade relativa do ar variando de 76 a 89% e temperaturas médias de 22,0 a 31,7º C, possuindo duas estações bem definidas: o inverno, considerado o período das chuvas e o verão, período da seca ou período menos chuvosos (CAMPOS, 2012).

A vegetação da região apresenta um característica de floresta tropical densa tendo, assim, a presença de árvores multiestratificadas entre 20 e 50 m de altura (ZEE-AM, 2008; CAMPOS, 2012). O relevo desta região é variado, onde se tem uma parte inserida na província geomorfológica de acumulação da Planície Fluvial, periódica ou permanentemente alagada, e a outra parte localizada em formas dissecadas de interflúvios tabulares, com relevos de topo aplainado, separados geralmente por vales em “V” e/ou, localmente, vales de fundo plano (BRASIL, 1978).

| Uso | Manejo |
|---|---|
| Cerrado | A área apresenta uma formação de aspecto mais uniforme, composta de árvores mais baixas e sofrem muito com a pressão do fogo no período seco. |
| Cerradão | A área apresenta como fisionomia predominante o componente arbóreo-arbustivo. Trata-se de uma mata mais rala e fraca, caracterizada pela presença de espécies que ocorrem no Cerrado, restrito também por espécies de mata, sendo que, do ponto de vista fisionómico, é uma floresta, mas floristicamente é mais similar a um cerrado. |
| Floresta nativa 1(FN1) | Localiza-se nas áreas mais elevadas e de melhor drenagem da paisagem, funcionando com um divisor de água,  e apresenta um fisiografia de floresta tropical densa, cujo a vegetação é árvores que vária entre 20 a 50m de altura |
| Floresta nativa 2 (FN2) | A área apresenta um processo de conversão caracterizada como floresta tropical ombrófila, cuja vegetação é perenifólia caracterizada pelo presença de fenerófitos (plantas cujas gemas de renovação se encontram a mais de 25 cm do solo), além de ser constituída por árvores adensadas e multiestratificadas entre 20 a 50 metros de altura. |
| Pastagem | A área vem sendo utilizanda para pasto há dez anos, tem sua origem com a derrubada e queima da floresta, com consequente realização de destocamento manual para limpeza da área no primeiro ano de cultivo. Sem histórico de adubação e calagem, apenas é realizado o controle das plantas daninhas com utilização de roçadeira motorizada, além de pulverização com herbicida glifosato para controle do sapé (*Imperata brasiliensis*). Declividade média em torno de 3%. |
| Teca (*Tectona grandis*)<br>Jenipapo (*Genipa americana*)<br>Mista (as sobcultivo *Tectona grandis e Genipa americana* | As áreas vêm sendo preservadas há mais de doze anos, com início de reflorestamento com árvores de porte mediano, chegando a apresentar até quinze metros de altura. Oriunda de derrubada e queima da floresta, com consequente realização de destocamento manual para limpeza da área no primeiro ano de cultivo. As áreas apresentam um histórico que teve início com a preparação do solo com o uso de calagem e adubação. |

Tabela 2. Histórico de uso e manejo das áreas selecionadas para o estudo.

## Metodologia de campo

Para coleta dos solos, foram selecionadas para cada área aproximamente um hectare. As amostras foram coletadas de forma aleatória com uso de trado holandês sob uma profundidade de 0,00-0,20 m, com 32 pontos de amostragem em cada área, perfazendo um total de 256 amostras nas oito áreas avaliadas. Em cada ponto amostral do solo, foram coletadas estrutura preservada em forma de torrão para determinação da análise textural do solo e do carbono orgânico. As amostras foram secas à sombra e levemente destorroadas de forma manual, passado a mesma em peneira de 2,0 mm de diâmetro de malha, para as referidas análises.

## Análise em Laboratório

Primeiramente, foi realizada uma análise granulométrica, com solução de NaOH a 0,1 mol $L^{-1}$ como dispersante químico, seguido de 16 horas de repouso. Em seguida, a

suspensão foi transferida para copos metálicos com água e acoplados no agitador elétrico tipo Stirrer a 12.000 RPM, marca Solotest, por 15 minutos. A fração argila e silte foram separadas pelo método da pipeta e a areia por tamisação (TEIXEIRA et al., 2017).

Em seguida, as frações granulométricas da areia foram peneiradas para determinação de suas dimensões, utilizando-se um Agitador de Peneiras, modelo SOLOTEST com reostato digital marcador de tempo e frequência. Considerando o tipo de solo e a finalidade deste trabalho, cada amostra foi agitada durante 3 minutos utilizando-se as peneiras comuns com malhas de 2 mm; 1 mm; 0,5 mm; 0,250 mm; 0,125 mm e 0,053 mm.

Em seguida, foi estimado o teor de matéria orgânica do solo (MOS) com base no carbono orgânico pelo método de Walkley & Black (1934), com alterações determinadas pelo método de oxidação via úmida, com aquecimento externo (Yeomans & Bremner 1988). Considerando-se que o carbono orgânico (CO) contribui em torno de 58% na composição do húmus, a MOS foi estimada pela expressão: MOS = CO x 1,724.

## Determinação dos fatores de Erodibilidade (K, Ki, Kr) e Tensão Cisalhante ($\tau c$)

Para estimativa da erodibilidade, foram utilizados modelos indiretos de predição, onde os mesmos estimam os valores dos fatores de erodibilidade por meio de equações que envolvem os valores dos atributos do solo analisados em laboratório. No presente trabalho foram estimados, por meio de equações, o fator erodibilidade do modelo USLE (Universal Soil Loss Equation), porém o utilizando o método para solos do Brasil (Denardin, 1990) e dos EUA e equações do modelo WEPP (Water Erosion Prediction Project) para determinação dos fatores condicionantes da erosão as áreas em estudo.

Para o cálculo da erodibilidade global do solo (fator K, t $ha^{-1}$ $MJ^{-1}$ $mm^{-1}$ ha h), utilizou-se da USLE modificada por Denardin (1990) para avaliação de K em solos brasileiros, conforme Equação 1:

$$\mathbf{K} = 0{,}00000748\ M + 0{,}00448059\ p - 0{,}0631175\ DMP + 0{,}01039567\ X32 \quad (1)$$

**M =** novo silte (novo silte + nova areia);

**p =** permeabilidade codificada segundo Wischmeier et al. (1971);

**DMP =** [(0,002 x argila, %) + (0,026 x silte, %) + (0,075 x areia muito fina, %) + (0,175 areia fina, %) + (0,375 areia média, %) + (0,75 areia grossa, %) + (1,5 areia muito grossa, %)] / (argila, % + silte, % + areia, %);

**X32 =** nova areia (MOS/100);

**Novo silte =** silte + areia muito fina, %;

**Nova areia =** areia muito grossa + areia grossa + areia média + areia fina, %.

Para os cálculos da erodibilidade em entressulcos (fator $K_i$, kg s $m^{-4}$), em sulcos (fator $K_r$, s $m^{-1}$) e da tensão cisalhante ($\tau_c$, N $m^{-2}$), foram utilizadas as equações com forme

as classe de textura e permeabilidade da Tabela 3.

| Classe textural[1] | Classe de permeabilidade[2] | Permeabilidade |
|---|---|---|
| Muito argiloso, Argilosa e Argilo-siltosa | 6 | Muito lento |
| Franco-argilo-siltosa e Argilo-arenoso | 5 | Lento |
| Franco-argilo-arenosa e Franco-argilosa | 4 | Lento e moderado |
| Franca, Franco-siltosa e Siltosa | 3 | Moderado |
| Areia-franca e Franco-arenosa | 2 | Moderado e rápido |
| Arenoso | 1 | Rápido |

Tabela 3. Classe textural e classes de permeabilide do solo.

Fonte: [1]United States Department of Agriculture (1983); [2]Wischmeier et al. (1971).

Para o cálculo da erodibilidade em entressulcos do modelo WEPP ($K_i$, kg s $m^{-4}$) foram utilizadas as equações propostas por Flanagan e Livingston (1995) (Eq. 2 e 3):

$$Ki\ WEPP = 2728000 + 192100\ AMF, \quad areia \geq 30\% \quad (2)$$

$$Ki\ WEPP = 6054000 - 55130\ ARG, \quad areia < 30\% \quad (3)$$

em que:

AMF = percentual de areia muito fina, (%);

ARG = percentual de argila, (%).

Para calcular a erodibilidade em sulcos (Kr, s m-1) e a tensão cisalhante (Tc, N m-2) do modelo Wepp foram utilizadas as equações propostas por Flanagan & Livingston (1995) (Eq. 4, 5, 6 e 7):

$$\textbf{Kr WEPP} = 0{,}00197+0{,}00030\ AMF + 0{,}03863\ e\ (-1{,}84\ MO) \quad areia \geq 30\% \quad (4)$$

$$\textbf{Tc WEPP} = 2{,}67 + 0{,}065\ ARG - 0{,}058\ AMF \quad areia \geq 30\% \quad (5)$$

$$\textbf{Kr WEPP} = 0{,}0069 + 0{,}134\ e(-0{,}20*ARG) \quad areia < 30\% \quad (6)$$

$$\textbf{Tc WEPP} = 3{,}5 \quad areia < 30\% \quad (7)$$

Em que:

**AMF** = percentual de areia muito fina, %;

**e** = base dos logaritmos neperianos;

**MO**= percentual de matéria orgânica do solo, %;

**ARG** = percentual de argila, %.

### *Análises Estatísticas*

Depois da determinação dos atributos físicos e carbono orgânico, foram realizadas análises estatísticas descritivas, onde foram calculados a média, mediana, desvio padrão, coeficiente de variação, de assimetria e curtose dos dados. O coeficiente de variação (CV%) foi avaliado conforme classificação proposta por Warrich& Nielsen (1980), que classifica variáveis como: CV<12%, <12< CV < 60%, e CV > 60% para baixa, média e alta variabilidade, respectivamente. Ainda foi verificado a hipótese de normalidade dos dados pelo teste de Kolmogorov-Smirnov à 5%, no software MINITAB 17.0.

A análise de variância univariada (Anova) foi utilizada para comparar médias dos atributos individualmente pelo teste (Tukey $p<0,05$), utilizando-se o software SPSS 25 (SPSS Inc., 2019). Em seguida, foi utilizada a análise de variância multivariada, através da análise fatorial de componente principal, a fim de verificar a significância estatística dos conjuntos dos atributos avaliados que mais descriminam os ambientes, tendo como referência as áreas sob ambientes naturais, objetivando ter como resposta os atributos que sofrem maior influência nas respectivas áreas estudadas, utilizando-se o software Statistica 7.0 (STATSOFT, 2004).

## RESULTADOS

Nas tabelas (4 e 5) apresenta-se os resultados dos valores da estatística descritiva dos atributos do solo: média, mediana, desvio padrão, coeficiente de variação (CV), assimetria, curtose e K-S (teste de normalidade de Kolmogorov-Smirnov), dos ambientes naturais e cultivados, na profundidade 0,00-0,20 m.

Quanto aos resultados dos dados de desvio padrão dos ambientes naturais e cultivados, observa-se maior variabilidade na variável areia (97,203 g.kg$^{-1}$), na área de cerradão, e menor valor (40,90 g.gk$^{-1}$) na área de teca. Na variável silte (Tabela 2), foi observado a maior variabilidade na área de FN2 (103,3g.kg$^{-1}$) e menor valor (62,50 g.kg$^{-1}$) na área cerradão. Na argila, observa-se a maior variabilidade na área de FN1 (124,50 g.kg$^{-1}$) e menor (66,90 g.kg$^{-1}$) na área de cerrado. Já na MOS, a maior variabilidade foi registada na área de pastagem (29,30 g.kg$^{-1}$) e menor valor (3,37 g.kg$^{-1}$) na área de teca.

Por sua vez, o fator erodibilidade em entressulcos, $K_{iwepp}$ apresentaram variabilidade na área de pastagem (93,00) e menor valor (36,00) na área cerrado. Já o fator erodibilidade em sulcos $K_{rwwpp}$ em todas as áreas apresentaram média menor que zero. Quanto ao fator de tensão cisalhante $\tau_{c\ wepp}$, apresentou-se uma semelhança com erodibilidade em sulcos $K_{rwepp}$ com maior variabilidade de desvio padrão na área de pastagem (0,8) e menor, próximos de zero, na área FN1 e 2, cerrado respectivamente. Este comportamento pode ter influência do menor teor de areia e argila (BRITO, et al., 2020).

Quando analisados os resultados referentes aos dados de coeficiente a tabela (4 e 5) dos ambientes naturais e de cultivos, observa-se maior variabilidade da variável areia na área de FN1 (39,75%) e menor valor na área de teca (17,66%). No que concerne a variável silte, a maior variabilidade (45,60%) foi na área de jenipapo e o menor valor (18,26%) na área mista. Já com a variável argila observa-se maior variabilidade na área de FN1 (24,34%) e menor na área de cerrado (13,03%). Quanto à MOS, a maior viabilidade está na área de pastagem (62,25%) e a menor na área FN2 (6,92%).

| | Camada de 0,00 – 0,20 m | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Variável | Média | Mediana | D. Padrão | [1]CV% | Assimetria | Curtose | [2]K-S |
| | Área de Floresta nativa 1 | | | | | | |
| Areia (g/kg) | 152,40 | 158,00 | 60,60 | 39,75 | -0,18 | -0,83 | 0,09 |
| Silte (g/kg) | 335,80 | 309,60 | 149,30 | 44,46 | 0,62 | -0,28 | 0,14 |
| Argila (g/kg) | 511,80 | 514,40 | 124,50 | 24,34 | -0,27 | -0,65 | 0,11 |
| [3]MOS (g/kg) | 91,78 | 91,78 | 13,28 | 14,47 | -0,55 | 0,59 | 0,08 |
| [4]K | 0,05 | 0,05 | 0,01 | 15,55 | 0,16 | -1,25 | 0,13 |
| [5]$K_{iwepp}$ | 3,23E$^{+06}$ | 3,22$^{+06}$ | 6,87$^{+05}$ | 21,24 | 0,27 | -0,65 | 0,11 |
| [6]$K_{rwepp}$ | 0,01 | 0,01 | 0,00 | 2,27 | 3,91 | 16,54 | 0,36 |
| [7]$\tau_{c\ wepp}$ | 3,50 | 3,50 | 0,00 | 0,00 | * | * | * |
| | Área de Floresta nativa 2 | | | | | | |
| Areia (g/kg) | 189,36 | 186,50 | 51,09 | 26,98 | -0,31 | -0,40 | 0,11 |
| Silte (g/kg) | 273,90 | 270,40 | 103,30 | 37,71 | 2,71 | 11,74 | 0,20 |
| Argila (g/kg) | 536,70 | 527,10 | 100,70 | 18,75 | -0,78 | 3,38 | 0,18 |
| [3]MOS (g/kg) | 102,55 | 102,11 | 7,10 | 6,92 | 0,24 | 0,00 | 0,16 |
| [4]K | 0,06 | 0,06 | 0,02 | 40,22 | 4,63 | 23,96 | 0,30 |
| [5]$K_{iwepp}$ | 3,10E$^{+06}$ | 3,15E$^{+06}$ | 5,66E$^{+05}$ | 18,26 | 0,68 | 2,87 | 0,17 |
| [6]$K_{rwepp}$ | 0,01 | 0,01 | 0,00 | 6,57 | 2,72 | 17,32 | 0,45 |
| [7]$\tau_{c\ wepp}$ | 3,50 | 3,50 | 0,00 | 0,00 | * | * | * |
| | Área de Cerrado | | | | | | |
| Areia (g/kg) | 220,10 | 221,00 | 43,80 | 19,90 | -0,18 | -0,69 | 0,09 |
| Silte (g/kg) | 266,70 | 257,20 | 63,10 | 23,65 | 0,36 | -1,07 | 0,17 |
| Argila (g/kg) | 513,20 | 487,10 | 66,90 | 13,03 | 0,38 | -0,54 | 0,19 |
| [3]MO (g/kg) | 59,56 | 57,77 | 8,01 | 13,45 | 0,70 | -0,50 | 0,15 |
| [4]K | 0,05 | 0,05 | 0,00 | 10,03 | -0,21 | -0,32 | 0,08 |
| [5]$K_{iwepp}$ | 3,22E$^{+06}$ | 3,37E$^{+06}$ | 3,69E$^{+05}$ | 11,43 | -0,38 | -0,54 | 0,19 |
| [6]$K_{rwepp}$ | 0,01 | 0,01 | 0,00 | 4,10 | 5,47 | 29,91 | 0,50 |
| [7]$\tau_{c\ wepp}$ | 3,50 | 3,50 | 0,00 | 0,00 | * | * | * |
| | Área de Cerradão | | | | | | |
| Areia (g/kg) | 371,40 | 399,50 | 97,20 | 26,18 | -2,61 | 6,62 | 0,28 |

| | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Silte (g/kg) | 141,40 | 143,90 | 62,50 | 44,17 | 1,97 | 7,39 | 0,19 |
| Argila (g/kg) | 480,30 | 487,10 | 97,20 | 20,23 | 1,22 | 3,65 | 0,21 |
| [3]MOS (g/kg) | 64,32 | 64,49 | 7,29 | 11,33 | -0,52 | 0,56 | 0,13 |
| [4]K | 0,05 | 0,05 | 0,01 | 16,54 | -0,31 | 1,25 | 0,11 |
| [5]$K_{iwepp}$ | $4,85E^{+06}$ | $5,12E^{+06}$ | $9,27E^{+05}$ | 19,10 | -2,69 | 6,58 | 0,39 |
| [6]$K_{rwepp}$ | 0,01 | 0,01 | 0,00 | 7,87 | 1,08 | 0,56 | 0,15 |
| [7]$\tau_{c\ wepp}$ | 4,76 | 4,83 | 0,59 | 12,49 | -1,02 | 0,52 | 0,21 |

Tabela 4. Estatística descritiva dos atributos da erodibilidade do solo na profundidade de 0,00 – 0,20m em áreas de ambiente naturais, na região Sul do Amazonas.

[1]CV%: coeficiente de variação, %; [2]K-S: teste de normalidade (Kolmogorov-Smirnov significativo à 5%); [3]MOS: matéria orgânica; K: erodibilidade do solo, t.ha$^{-1}$.MJ$^{-1}$.mm$^{-1}$.ha.h; $K_{i\ wepp}$: erodibilidade em entressulcos, kg.s.m$^{-4}$; $K_{r\ wepp}$: erodibilidade em sulcos, kg.N$^{-1}$.s$^{-1}$; $\tau_{c\ wepp}$: tensão cisalhante, N.m$^{-2}$.

| Variável | Camada de 0,00 – 0,20 m | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Média | Mediana | D. Padrão | [1]CV% | Assimetria | Curtose | [2]K-S |
| | Área de de Pastagem | | | | | | |
| Areia (g/kg) | 294,80 | 288,70 | 75,50 | 25,62 | -0,61 | 0,29 | 0,10 |
| Silte (g/kg) | 243,80 | 231,70 | 85,80 | 35,19 | 1,21 | 1,73 | 0,15 |
| Argila (g/kg) | 461,40 | 467,10 | 87,90 | 19,06 | -0,58 | 1,47 | 0,19 |
| [3]MOS (g/kg) | 47,07 | 45,28 | 29,30 | 62,25 | 0,15 | -0,72 | 0,10 |
| [4]K | 0,05 | 0,05 | 0,01 | 28,79 | 0,20 | -0,86 | 0,13 |
| [5]$K_{iwepp}$ | $4,17E^{+06}$ | $4,67E^{+06}$ | $9,32E^{+05}$ | 22,37 | -0,21 | -1,51 | 0,22 |
| [6]$K_{rwepp}$ | 0,01 | 0,01 | 0,01 | 71,10 | 5,29 | 28,63 | 0,44 |
| [7]$\tau_{c\ wepp}$ | 4,14 | 3,50 | 0,85 | 20,49 | 1,16 | 1,00 | 0,32 |
| | Área de Jenipapo | | | | | | |
| Areia (g/kg) | 256,80 | 251,30 | 56,00 | 21,81 | 0,00 | 2,68 | 0,15 |
| Silte (g/kg) | 208,90 | 198,70 | 95,30 | 45,60 | 2,25 | 9,32 | 0,18 |
| Argila (g/kg) | 534,30 | 534,50 | 78,50 | 14,69 | -0,32 | 2,00 | 0,12 |
| [3]MOS (g/kg) | 85,55 | 85,09 | 7,31 | 8,54 | 0,68 | 0,80 | 0,09 |
| [4]K | 0,04 | 0,04 | 0,01 | 11,51 | 0,57 | 0,81 | 0,18 |
| [5]$K_{iwepp}$ | $3,22E^{+06}$ | $3,11E^{+06}$ | $6,85E^{+05}$ | 21,26 | 1,65 | 3,33 | 0,25 |
| [6]$K_{rwepp}$ | 0,01 | 0,01 | 0,00 | 4,78 | -3,42 | 10,94 | 0,52 |
| [7]$\tau_{c\ wepp}$ | 3,58 | 3,50 | 0,32 | 8,89 | 3,86 | 13,95 | 0,54 |
| | Área de Teca | | | | | | |
| Areia (g/kg) | 231,60 | 242,50 | 40,90 | 17,66 | -0,26 | -0,61 | 0,12 |
| Silte (g/kg) | 382,40 | 360,50 | 81,90 | 21,41 | 1,23 | 0,72 | 0,25 |
| Argila (g/kg) | 401,70 | 394,80 | 66,30 | 16,52 | -0,62 | 0,99 | 0,08 |
| [3]MOS (g/kg) | 33,07 | 33,97 | 3,37 | 10,20 | -0,23 | -0,97 | 0,17 |
| [4]K | 0,04 | 0,04 | 0,01 | 18,07 | 1,35 | 2,36 | 0,18 |
| [5]$K_{iwepp}$ | $3,99E^{+06}$ | $3,88E^{+06}$ | $4,73E^{+05}$ | 11,88 | 0,94 | -0,26 | 0,19 |
| [6]$K_{rwepp}$ | 0,01 | 0,01 | 0,00 | 9,96 | 0,24 | 4,23 | 0,39 |

| | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| [7]$\tau_{c\ wepp}$ | 3,58 | 3,50 | 0,25 | 6,96 | 2,95 | 7,21 | 0,53 |
| | | | | | Área de Mista | | |
| Areia (g/kg) | 188,76 | 189,00 | 41,56 | 22,02 | -0,36 | 0,11 | 0,11 |
| Silte (g/kg) | 355,60 | 366,50 | 64,90 | 18,26 | -0,40 | -0,53 | 0,13 |
| Argila (g/kg) | 455,60 | 426,40 | 78,20 | 17,17 | 0,98 | 0,25 | 0,19 |
| [3]MOS (g/kg) | 33,50 | 33,90 | 4,44 | 13,24 | 0,57 | 0,53 | 0,09 |
| [4]K | 0,04 | 0,05 | 0,01 | 11,50 | -0,34 | -0,77 | 0,14 |
| [5]$K_{iwepp}$ | $3,54E^{+06}$ | $3,70E^{+06}$ | $4,31E^{+05}$ | 12,17 | -0,98 | 0,25 | 0,19 |
| [6]$K_{rwepp}$ | 0,01 | 0,01 | 0,00 | 0,45 | 1,54 | 2,30 | 0,18 |
| [7]$\tau_{c\ wepp}$ | 3,50 | 3,50 | 0,00 | 0,00 | * | * | * |

Tabela 5. Estatística descritiva dos atributos da erodibilidade do solo na profundidade de 0,00 – 0,20m em áreas de ambientes antropizados, na região Sul do Amazonas.

[1]CV%: coeficiente de variação, %; [2]K-S: teste de normalidade (Kolmogorov-Smirnov significativo à 5%); [3]MOS: matéria orgânica do solo; K: erodibilidade do solo, $t.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1}.ha.h$; $K_{i\ wepp}$ erodibilidade em entressulcos, $kg.s.m^{-4}$; $K_{r\ wepp}$: erodibilidade em sulcos, $kg.N^{-1}.s^{-1}$; $\tau_{c\ wepp}$: tensão cisalhante, $N.m^{-2}$.

| Variáveis | FN1 | FN2 | Cerrado | Cerradão | Pastagem | Jenipapo | Teca | Mista |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Areia** | 152,41e | 189,36 de | 220,09 cd | 371,40 a | 294,80 b | 256,84 bc | 231,60 cd | 188,75 de |
| **Silte** | 335,82 ab | 273,91 bc | 266, 68b c | 141, 43 d | 243, 84 c | 208,88 cd | 382,44 a | 355, 64 a |
| **Argila** | 511,75abc | 536,72$^{a}$ | 513,22 abc | 480,27 abc | 461,35 bcd | 534,27 ab | 401,65 d | 455,60 cd |
| **MOS** | 91,78 b | 102,54 a | 59,55 c | 64, 31 c | 47,06 d | 85,55 b | 33,06 e | 33, 49e |
| **K** | 0,517 ab | 0,597 a | 0,463 bc | 0,534 ab | 0, 455 bc | 0, 447bc | 0,391c | 0,443b c |
| **$K_{i\ wepp}$** | $3,23E^{+06}$b | $3,10E^{+06}$d | $3,22E^{+06}$d | $4,85E^{+06a}$ | $4,17E^{+06}$b | $3,22E^{+06}$d | $3,99E^{+06}$bc | $3,54E^{+06}$cd |
| **$K_{r\ wepp}$** | 0,070ab | 0,069ab | 0,070 ab | 0, 059b | 0, 074$^{a}$ | 0, 068ab | 0,069 ab | 0,069 ab |
| **$\tau_{c\ wepp}$** | 3,50c | 3,50c | 3,50c | 4,75$^{a}$ | 4,14b | 3,58c | 3,57c | 3,50c |

Tabela 6. Teste de Tukey a 5% de probabilidade para os atributos e fatores erodibilidade das áreas avaliadas na região sul do Amazonas.

Médias seguidas por letras diferentes, na mesma linha, são significativamente diferentes ao nível de(<5%) pelo teste de Tukey.

Quando analisados, os resultados de análise do fator de erodibilidade K da Tabelas (4 e 5 ) apresentam maior variabilidade de coeficiente de variação (CV) na área FN2, (40,22%) e menor valor (10,03%) na área de cerrado. O fator erodibilidade em entressulcos, $K_{iwepp}$ apresenta a maior variabilidade (22,37%) na área de pastagem e menor valor (11,43%) na área de cerrado. Já o fator de erodibilidade em sulcos $K_{rwepp}$ apresenta a maior variabilidade (71,10%) na área de pastagem e menor próximos de zero nas áreas restantes. Quanto ao fator de tensão cisalhante $\tau_{c\ wepp}$, apresenta maior variabilidade na área de pastagem (20,49%) e menor próximos de zero nas demais áreas. De acordo com o presente estudo, foi possível afirmar, com base nos valores de (CV%) encontrados, que os atributos apresentaram média variabilidade, com exceção da areia e silte em todas áreas, além do fator $K_{rwepp}$ de pastagem, fator $\tau_{cwepp}$ de cerradão e pastagem, os quais

apresentaram média variabilidade conforme os limites estabelecido (CASTRO, 2011).

Quando analisados, os resultados da análise dos valores de assimetria da Tabelas (4 e 5), na fração areia, apresentaram-se negativos em todas as áreas: jenipapo (0,00), FN1 e cerrado (-0,18), teca (-0,26), FN2 (-0,31), mista (-0,36) pastagem (-0,61) e cerradão (-2,61). O silte apresentou positivo nas áreas de pastagem (1,21), teca (1,23) cerradão (1,97), jenipapo (2,25) e FN2 (2,71) e negativo na área de cerrado (0,36), mista (-0,40) e FN1 (0,62). Para a argila, os valores foram positivos somente na área de cerradão (1,22) e negativo para as áreas de FN1 (-0,27), jenipapo (-0,32), cerrado (0,38), pastagem (-0,58), teca (-0,62) FN1 (-0,78) e mista (0,98).

Quando analisados, os resultados de análise da MOS da Tabelas (4 e 5), todas áreas apresentaram valores negativos. Já os fatores de erodibilidade K apresentaram valores positivos nas áreas de teca (1,35), e FN2 (4,63), negativos em FN1 (0,16), pastagem (0,20) cerrado (-0,21), cerradão (-0,31), mista (-0,34) e jenipapo (0,57). O fator erodibilidade em entressulcos $K_{iwepp}$ apresentou valor positivo somente na área de jenipapo (1,65) e negativo nas demais áreas. O fator de erodibilidade em sulcos $K_{rwepp}$ apresentou o valor positivo nas áreas de cerradão (1,08), mista (1,54), FN2 (2,72), FN1 (3,97), pastagem (5,29) e cerrado (5,47), e negativo para as áreas de teca (0,24) e jenipapo (-3,42).

Já o fator tensão cisalhante$\tau_{c\ wepp}$ apresentou valor positivo nas áreas pastagem (1,16), teca (2,95) e jenipapo (3,86), mas negativo em cerradão (-1,02) e FN1, FN2, cerrado e mista com valores significativos. Os resultados dos dados de curtose apresentaram valores positivos de areia nas áreas de cerradão (6,62), jenipapo (2,68), pastagem (0,29), mista (0,11) e negativo nas demais áreas. Para a fração silte, apresentaram-se valores positivos nas áreas FN2 (11,74), jenipapo (9,32), cerradão (7,39), pastagem (1,73) e negativo FN1(-0,28), cerrado (-1,07), teca (0,72) e mista (-0,53). Na fração de argila, os valores positivos ocorreram nas áreas de cerradão (3,65), FN2 (3,38), jenipapo (2,00), pastagem (1,47) e negativa nas áreas de FN1, (-0,65) cerrado (-0,54) teca (0,99) e mista (0,25). A MOS apresentou valores negativos nas áreas FN2 (0,00), cerrado (0,50), cerradão (-0,56), FN1(0,59) e pastagem (-0,72).

O fator de erodibilidade K apresentou valores positivos nas áreas de cerradão (1,25), teca (2,36), FN2 (23,96) e negativo nas áreas de reflorestamento misto (-0,17), cerrado (-0,32) jenipapo (0,81), pastagem (-0,86) e FN1(-1,25). O fator de erodibilidade em entressulcos, $K_{iwepp}$ apresentou os valores positivos nas áreas FN2 (2,87), jenipapo (3,33), cerradão (6,54) e negativo em mista (0,25), teca (-0,26), cerrado (-0,54), FN1 (-0,65) e pastagem (-1,51). O fator $K_{rwepp}$ apresentou os valores positivos nas áreas de mista (2,30), teca (4,23), jenipapo (10,94), FN1 (16,54), FN2 (17,32), pastagem (28,63), cerrado (29,97) e negativo somente em cerradão (0,56). Já o fator de tensão cisalhante $\tau_{c\ wepp}$ apresentou valores positivos nas áreas de pastagem (1,00), teca (7,21), jenipapo (13,95), e negativos em cerradão (0,52), sendo os da FN1, FN2, cerrado e mista significativos.

Quando analisados, os resultados de análise do teste de normalidade de Kolmogorov-Smirnov da Tabelas (4 e 5) na fração de (areia, silte e argila), a MOS e os fatores K, $K_{iwepp}$ ,$K_{rwepp}$ apresentaram valores negativos. Já o fator de tensão cisalhante$\tau_{c\ wepp}$ apresentou valores negativos nas áreas de cerradão (0,21), pastagem (0,54), teca (0,53), jenipapo (0,54) e posetivo as áreas de FN1, FN2, cerrado, e reflorestamento misto.Os valores de silte variaram entre 141,40 a 382,40, iniciando na área cerradão> jenipapo> pastagem > cerrado> FN2 > FN1 > mista > teca. A argila variando entre 401,70 a 536,70 teca> mista > pastagem > cerradão > FN1 > cerrado > jenipapo > FN2. De acordo com Santos *et al*. (2018), quanto à classificação do tipo textural, todas as áreas mostraram ser do tipo argilosa, com pequenas variações nos teores de argilas entre as áreas.

Quanto à MOS, apresentaram valores de média variando entre (33,07 a 102,55) obedecendo a seguinte ordem de declínio: teca > mista > pastagem > cerrado> cerradão >jenipapo> FN1 > FN2. O fator K média variando entre (0,04 a 0,06 $t.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1}.ha.h$), iniciando na área jenipapo > teca > mista > FN1> cerrado > cerradão > pastagem> FN2. O fator$K_{i\ wepp}$ média variando entre ($3,10E^{+06}$ a $4,85E^{+06}$ $kg.s.m^{-4}$), iniciando na área FN2 > cerrado > jenipapo > FN1> mista > teca > pastagem > cerradão. O fator $K_{rwepp}$ em todas as áreas avaliadas apresentaram valores constantes (0,01 $kg.N^{-1}.s^{-1}$). Já o fator $\tau_{cwepp}$ apresentou média variando entre (3,50 a 4,76 $N.m^{-2}$), iniciando na área FN1 > FN2 > cerrado > mista > jenipapo > teca > pastagem > cerradão.

Dentro da classificação proposta por Castro et al. (2011), para o fator K, as áreas de jenipapo, teca e reflorestamento misto foram enquadradas como áreas de alta erodibilidade. Já as florestas nativas 1 e 2, cerrado, cerradão e pastagem apresentam erodibilidade muito alta. Nesse caso, existe a preocupação com a conservação dos recursos naturais, e vem-se tornando cada vez mais importante devido à má ocupação do solo e do uso inadequado dos recursos ambientais. Segundo Souza (2018), por esta razão, justifica a manifestação de preocupação quanto à adoção de práticas mitigadoras da erosão conservacionistas.

## DISCUSSÃO

O solo argiloso possui uma grande capacidade de retenção de água, apresenta um grande volume de porosidade, associada ao manejo adotado na área. Por outro lado, a cobertura vegetal é fundamental para garantir a estabilidade do solo. Assim, os solos antropizados apresentam variação na estrutura física do solo, associada ao manejo adotado (CUNHA, 2016). Portanto, a avaliação da textura solo é indispensável para a compreensão do comportamento e manejo do solo; a partir da mesma, podem ser tomadas decisões de práticas de manejo.

Quanto analisados, valores de MOS da Tabela 6 variam entre 33,06 a 102,54 $g.kg^{1}$. As áreas do ambiente natural apresentaram maior teor comparado com as áreas de cultivo.

Este resultado é devido aos sistemas de manejos adotados nos cultivos agrícolas que têm grande influência sobre o estoque de MOS, podendo diminuir, manter ou aumentar em relação à vegetação nativa da área. A MOS desempenha papel fundamental na sustentabilidade dos sistemas agrícolas, influenciando atributos físicos, químicos e biológicos do solo, com reflexo na estabilidade e produtividade dos agroecossistemas, além de contribuir na diminuição da erosão por escoamento superficial (COSTA et al., 2013). Contudo, a manutenção e melhoria da qualidade do solo no ambiente natural ou do sistema de cultivo é fundamental para garantir a qualidade e sustentabilidade ambiental.

O fato K (erodibilidade global do solo, $t.ha^{-1}.MJ^{-1}.mm^{-1}.ha.h$) das áreas avaliadas mostrou que FN1 e FN2, cerradão e pastagem apresentam alto nível de erodibilidade em relação às áreas de cerrado, jenipapo, teca e mista. Este comportamento pode ter relação com a textura e teor de matéria orgânica do solo que influenciam na estabilidade do agregado do solo, segundo o estudo de Souza (2018), que relata que o processo de agregação envolve um conjunto de elementos, entre eles, a matéria orgânica, que atua como agente cimentante unindo as partículas do solo. Nesse caso, quanto maior a estabilidade dos agregados pela matéria orgânica do solo, menor a ocorrência da erosão. Contudo, a área com alto nível de erodibilidade torna-se mais suscetível à ocorrência da erosão (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2017).

Já quando analisado o fator $K_{i\ wepp}$ (erodibilidade em entressulcos, $kg.s.m^{-4}$), observa-se que as áreas naturais (FN1 e FN2 e cerrado) e de cultivos (Jenipapo, Teca e Mista) apresentam médias inferiores em relação às áreas de pastagem ($4,17E^{+06}$ $kg.s.m^{-4}$) e de cerradão ($4,85E^{+06}$ $kg.s.m^{-4}$). Estes valores foram semelhantes no estudo de Brito, et al. (2020). Isso mostra que pastagem e cerradão são mais suscetíveis à erosão entressulcos. Este comportamento pode ter a ver com a menor cobertura do solo proporcionada por esse tipo de vegetação.

De acordo Assis Filho (2017), a erosão entressulcos é fortemente influenciada pelas condições de superfície do solo, representadas pela ausência ou presença de cobertura vegetal, a rugosidade da superfície do solo e a declividade no terreno. A cobertura do solo tem efeito importante para minimizar a erosão entressulcos. Os resíduos vegetais na superfície do solo interceptam as gotas de chuva e dissipam a sua energia, evitando a desagregação das partículas (CASSOL et al., 2003). Além disso, há a redução na velocidade da enxurrada e, consequentemente, redução na sua capacidade de desagregação e transporte de partículas (VASCONCELOS et al., 2016; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2017).

De acordo com estudos de Souza (2018), a erodibilidade em sulcos (Krwepp) apresentou correlação negativa com os atributos do solo nas áreas naturais e positiva nas áreas cultivadas. Assim, a correlação positiva causa efeito direto, ou seja, a medida que há o aumento do atributo do solo analisado, ocorrerá incremento do atributo correlacionado positivamente. Já a correlação negativa indica efeito contrário dos atributos analisados, de

modo que o aumento desses irá proporcionar decréscimo nos outros atributos que tiveram correlação negativa.

Assim como o fator K e $\tau_{cwepp}$, quanto menor for o valor da força de coesão crítica, maior serão as partículas, consequentemente, maior rolamento e/ou deslizamento de grãos resultando em aumento da erodibilidade da área (BRITO et al., 2020). Segundo Souza (2018), a topografia do terreno tem uma influência acentuada nas perdas por erosão, no destacamento de partículas em função do grau de declividade e do comprimento de rampa. A determinação de parâmetros de tensão crítica de cisalhamento e a erodibilidade dos solos de diferentes ambientes possibilitam a avaliação de sua resistência, que visam a combater a erosão e proteger o meio ambiente (OLIVEIRA et al., 2009).

Na análise multivariada, observou-se os atributos da erodibilidade das áreas avaliadas que poderiam sofrer maiores alterações no Sul do Amazonas. A adequação da análise fatorial mostrou-se significativa com KMO igual a 0,56 e $p < 0,05$ para o teste esfericidade de Bartett, o que sugere que os dados das figuras (3 e 4) são atributos avaliados adequados à análise fatorial. Na análise de componentes principais (ACP), o número de fatores a ser extraído foi estabelecida de forma a explicar estar acima de 70% a variância total dos dados figura (3), que apresentaram altos valores da matriz de covariância superior a 1 (um), com 50, 41% e 22,56% na CP2.

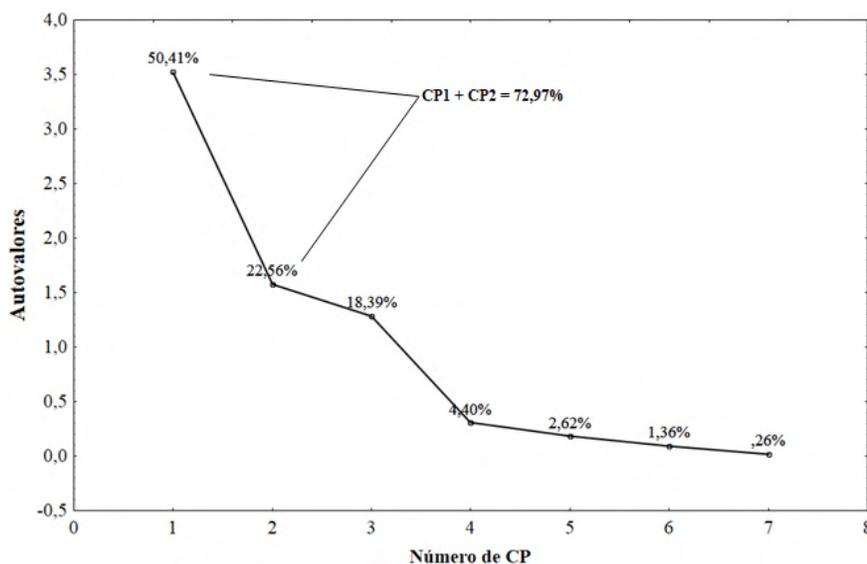



Figura 3. Correlação do valor entre cada componente e variáveis analisadas e fatores dos atributos do solo com os fatores (autovalores) dos componentes principais (CP1 e CP2) correspondentes as áreas com diferentes usos no sul do Amazonas-AM.

Tanto o primeiro quanto o segundo fator a figura (3) apresentaram percentual

satisfatório de explicação para os atributos da erodibilidade e granulometria do solo. Em relação aos manejos, as áreas de pastagem e cerradão apresentaram o maior teor de areia, causando as altas taxas de K, $K_{iwepp}$ e $\tau c_{wepp}$, as quais estão fortemente relacionadas entre si (Figura 4).

O mesmo resultado foi semelhante aos encontrados em ambiente natural e do cultivos no estudo de Brito et al. (2020). Em contraste, as áreas de teca, mista e cerrado mostraram comportamento contrário (quadrantes opostos), possuindo alto teores de silte, determinando alta taxa de $K_{r\ wepp}$. Já as áreas de FN1e FN2 e jenipapo apresentaram alto teor de matéria orgânica do solo (MOS), aliado ao maior teor de argila, causando, assim, baixas taxas de fator K. De acordo com Costa (2013), o alto teor de matéria orgânica no solo influencia na estrutura e estabilidade. Assim, justifica-se a importância de argila no solo como indispensáveis na agregação e estabilização dos agregados do solo, pois contribuirão para a maior resistência contra os processos erosivos (BRITO et al., 2020).

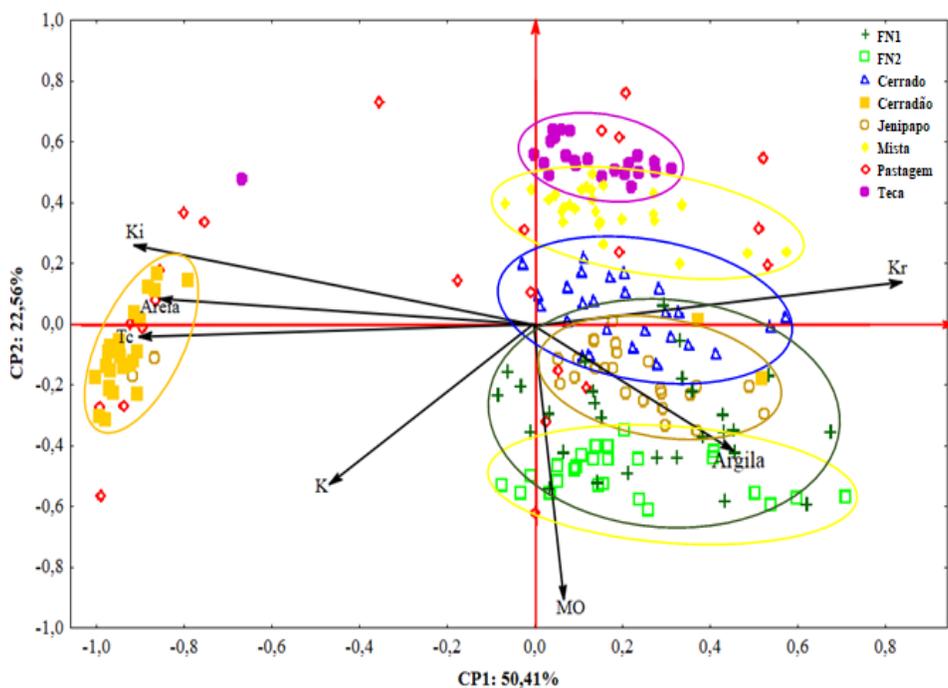



Figura 4. Análise de componentes principais dos atributos dos solos estudados na profundidade de 0,00 – 0,20m para as áreas FN1, FN2, cerrado, cerradão, pastagem, jenipapo, teca e mista, no sul do Amazonas-AM.

## CONCLUSÕES

De uma forma geral, as áreas avaliadas mostram que FN1, FN2, cerradão e pastagem

apresentam alto nível de erodibilidade em relação as áreas de cerrado, jenipapo, teca e mista. A  alto nível de erodibilidade é considerado o critério de maior susceptibilidade à erosão, isto é, solos que possuem grande erodibilidade apresentaram maior predominância da fração de areias, fator K, $K_i$ $K_r$ e baixo teor de argila.

A mudança no uso e a ocupação do solo pelas diversas atividades antrópicas de forma não planejada podem alterar e degradar o meio ambiente, impactando a produtividade agrícola, degradando o solo e provocando instabilidade econômica sobre a sociedade, o que acelera ainda mais o processo erosivo.

Com base nos resultados, fica evidente que há necessidade de monitoramento e adoção de práticas conservacionistas do solo, a fim de minimizar a erodibilidade, contribuindo para o incremento da sustentabilidade e qualidade ambiental.

## REFERÊNCIAS


ASSIS FILHO, F. M. **Erosão entressulcos em áreas de sistema de produção agrícola no semiárido de Pernambuco**. Dissertação (Mestrado em Produção Agrícola) Universidade Federal Rural de Pernambuco. p. 38, 2017.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo.** São Paulo. 10ª Ed. Ícone, 2017. 392p.

BRASIL. Ministério das Minas e Energia. **Projeto radambrasil**, folha SB. 20, Purus. Rio de Janeiro, 561p. 1978.

BRITO, W.B.M.; CAMPOS, M.C.C.; FILHO, E.G.D.; LIMA, A.F.L.; CUNHA, J.M.; SILVA, L.I.; SANTOS, L. A.C.; MANTOVANELLI, B.C**.** Dinâmica e aspectos espaciais da erodibilidade em Terras Pretas de Índio cultivadas e naturais na Amazônia, Brasil. **Revista catena**.v. 185. p.104-281, 2020.

CAMPOS, M. C. C. **Caracterização e gênese de solos em diferentes ambientes fisiográficos na região Sul do Amazonas**. Goiânia: Editora da PUC Goiás, 2012.

CASSOL, E. A.; LIMA, V. S. Erosão em entressulcos sob diferentes tipos de preparo e manejo do solo. **Pesq. agropec. bras.,** Brasília, v. 38, n. 1, p. 117-124, jan. 2003.

CASTRO, W.J.; LEMKE-DE-CASTRO, M.L.; LIMA, J.O.; OLIVEIRA, L.F.C.; RODRIGUES, C.; FIGUEIREDO, C.C. Erodibilidade de solos do cerrado goiano. **Revista em Agronegócios e Meio Ambiente**, v. 4, n. 2, p. 305-320, 2011.

COSTA, E.M.; SILVA, H.F.; REBEIROS, P. R.D. Matéria orgânica do solo e o seu  papel  na manutenção produtividade dos sistemas agrícolas**. Revista Enciclopédia biosfera, Centro Científico Conhecer**- Goiânia. v.9,n.17;p. 1843, 2013.

CUNHA, J. M. Atributos do solo e emissão de CO2 em Terra Preta Arqueológica preservada e sob cultivo em Novo Aripuanã, Amazonas, Brasil. Tese **(Doutorado**) Universidade Federal de Mato Grosso. Cuiabá, p, 98, 2016.

DENARDIN, J.E. **Erodibilidade de solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos**. 1990. 81p. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 1990.

DUARTE, M. L.:FILHO, E. P. S.:BRITO, W. B. M.: SILVA, T. A. Determinação da erodibilidade do solo por meio de dois métodos indiretos em uma bacia hidrográfica na região sul do estado do amazonas, brasil. **Revista Brasileira de Geomorfologia.**p.3241-341, 2020.

EDUARDO, E.N.: CARVALHO, D. F.: MACHADO, R. L.: SOARES, P. F. C. ALMEIDA, W. S. Erodibilidade, fatores cobertura e manejo e práticas conservacionistas em argissolo vermelho-amarelo, sob condições de chuva natural. **Revista Brasileira Ciências do solo. P.** 796-803, 2013.

Flanagan DC, Livingston SJ (1995) Water erosion prediction project: WEEP user summary. West Lafayette: National Soil Research Laboratory & USDA – Agricultural Research Service, Report 11, p 25-26.

FROZZI, J.C.: CUNHA, J.M.: CAMPOS, M.C.C.: BERGAMIN, A.C.: BRITO, W.B.M. FRACISCOM, U.: SILVA, D.M.P.: LIMA, A.F.L.: FILHO,E.G.B.: Atributos físicos e carboninas orgânicas solo sob ambientes naturais e antropogênicos na região do Sul da Amazônia. **Ciências Ambientais da Terra.** p.1-15, 2020.

LOURENÇO, I. H.; BRITO, E. G. F.; CAMPOS, M. C. C.; CUNHA, J. M.; BRITO, W. B. M.; SOARES, M. D. R. Avaliação da erodibilidade do solo em áreas de terra preta arqueológica com pastagem e floresta nativa no sul do Amazonas**. Acta Iguazu, Cascavel,** v.9,n.1,p.90-98, 2020.

OLIVEIRA, J. F.; GRIEBELER, N. P.; CORRECHEL, V.; SILVA, V C. Erodibilidade e tensão crítica de cisalhamento em solos de estradas não pavimentadas**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambienta**l v.13, (Suplemento), p.955–960, 2009.

SANTIAGO, C. M. C.; SALES, M. C. L.; DA SILVA, E. V.; PAULA, J. E. A. Erodibilidade do solo e a relação com as formas de uso e ocupação na Bacia hidrográfica do Rio São Nicolau–Piauí. **Ambiente e educação**, v. 21, n. 2, p. 154-175, 2016.

SCHAEFER, C. E. G.R.; DE LIMA, H. N.; TEIXEIRA, W. G.; DO VALE, J. F. ; DE SOUZA, K. W.; CORRÊIA, G. R.;DE MENDONÇA, B. A.F.; AMARAL, E. F. ; CAMPOS, M. C.C.; RUIVO, M. L. III - Solos da região amazônico. **Sociedade Brasileira de Ciências do solo.**p112-175, 2017.

SOUZA, F. G. Atributos do solo, estoque de carbono e erodibilidade em áreas sob diferentes usos no assentamento são francisco, canutama, amazonas. **Tese de Doutorado em Agronomia Tropical da Universidade Federal do Amazonas**. p. 175, 2018.

SPSS Inc. **Statistical Analysis Using SPSS 25.**Chicago. 2019.

STATSOFT Inc 7.0.**Statistica (data analysis software system).**USA: 2004.

TEIXEIRA, P.C.; DONAGEMMA, G.K.;FONTANA,A.; TEIXEIRA, W.G. **Manual de métodos de análise de solo**. Embrapa Solos Edição3. Brasília, ed.rev. p.573, 2017.

VASCONCELOS, E. L. SILVA, T. T. S. GETÚLIO, E. P. D. SILVA, L. M. S. Áreas degradadas e contaminadas estimativa de perda de solo em áreas incendiadas: o caso da bacia hidrográfica do córrego taquari no distrito Federal. **Artigo cientifico de IXV Forum Latino-americano da Engenharia Sustentável.**Brasilia. P. 262-269. 2016.

Walkley A, Black IA (1934) An examination of the degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci 37(1):29-38.

WISCHMEIER, W. H.; JOHNSON, C. B. & CROSS, B.V.A soil erodibilitynomograph for farmland and construction sites.**Journal of Soil and Water Conservation**, v.26, n. 5, p.189-193, 1971.

YEOMANS, J.C. & BREMNER, J.M.A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil.**Commun. Soil Sci. Plant.** Anal., 19:1467-1476, 1988.

ZONEAMENTO ECOLÓGICO ECONÔMICO DO SUL-SUDESTE DO AMAZONAS – ZEE, AM. **Zoneamento Ecológico Econômico do Sul-Sudeste do Amazonas**. Manaus: IPAAM, 2008.

# CAPÍTULO 9

# APORTE E DECOMPOSIÇÃO DA SERAPILHEIRA E ATRIBUTOS DO SOLO NO CONTEXTO SOCIOAMBIENTAL DA AMAZÔNIA

*Data de aceite: 10/03/2022*

*Data de submissão: 03/03/2022*

**Maria Clécia Gomes Sales**
Universidade Federal do Amazonas
Humaitá – Amazonas
http://lattes.cnpq.br/6326260808651904

**Milton César Costa Campos**
Centro de Ciências Agrárias – Universidade Federal da Paraíba
Areia – Paraíba
https://orcid.org/0000-0002-8183-7069

**Elilson Gomes de Brito Filho**
Centro de Ciências Agrárias – Universidade Federal da Paraíba
Areia – Paraíba
bfsambiente@gmail.com

**José Maurício da Cunha**
Universidade Federal do Amazonas
Humaitá – Amazonas
http://lattes.cnpq.br/3425545536495518

**RESUMO:** O presente trabalho teve como objetivo, obter informações sobre o aporte de material formador da serapilheira, sua taxa de decomposição e os atributos do solo em ambientes de floresta, cerrado e cerradão na Amazônia. Para a avaliação do aporte da serapilheira em cada área estudada, foram instalados dez coletores cônicos. As coletas foram realizadas mensalmente no período de março de 2018 a março de 2019. Após cada coleta, foi feita a triagem das frações folhas, galhos, material reprodutivo e cascas e em seguida as amostras foram secas e pesadas para estimativa da percentagem de cada uma das frações da serapilheira. Para a avaliação da taxa de decomposição, foram instalados em cada área 40 litter bags. As coletas dos *litter bags*, foram realizadas em intervalos de 30, 60, 90, 120, 150, 180, 210, 240, 270 e 300 dias, com quatro repetições. Com base nas massas obtidas, foram estimados o percentual de massa remanescente, as taxas de decomposição ($k$) e o tempo de meia-vida ($t_{1/2}$). Para a avaliação do efeito da sazonalidade na dinâmica dos atributos do solo, em cada área foram escolhidos quatro pontos de amostragem. A coletas foram realizadas em dois períodos do ano: seco e chuvoso. Os atributos avaliados foram: pH, acidez potência, alumínio trocável, carbono orgânico, estoque de carbono, macroporosidade, microporosidade, umidade gravimétrica, densidade do solo, volume total de poros, textura e estabilidade dos agregados. Os atributos MaP, MiP, Pt, UG, pH, CO, Ds, DMG, DMP e $Al^{3+}$ não induziram diferenças significativas entre os ambientes e profundidades avaliadas no período seco do ano. Os atributos que apresentaram maiores valores no período chuvoso foram MiP, Pt, UG, pH e Est. C na área de floresta, sendo a maioria nas camadas de 0 – 5, 5 - 15 cm de profundidade. A variação sazonal da precipitação induziu mudanças em 15 dos 16 atributos avaliados, sendo que apenas o DMP não sofreu alteração entre os períodos seco e chuvoso. Porém, as modificações não ocorreram simultaneamente para todas as áreas e

profundidades. Os atributos que mais sofreram alterações entre os períodos seco e chuvoso foram: MiP, Pt, Ds, MO e CO, os mesmos apresentaram valores reduzidos no período chuvoso. Os ambientes de floresta e cerradão não apresentaram diferença estatística na produção de serapilheira, porem apresentaram maior deposição quando comparados ao ambiente de cerrado. Os meses em que se verificaram baixos índices pluviométricos coincidem com o período de maior deposição de serapilheira. A fração folha foi a maior contribuinte na produção total da serapilheira, seguida pelas frações galhos, material reprodutivo e cascas. Dentre os ambientes avaliados, a floresta apresentou maior velocidade de decomposição e o cerrado a menor. Ficou evidenciado que o processo de decomposição para todos ambientes estudados ocorreu com maior intensidade no período chuvoso. Ao longo do período estudado, o ambiente de cerrado foi o que apresentou menor constante k (0,0017 g $g^{-1}$ $dia^{-1}$) e consequentemente maior tempo de meia vida (407 dias), seguida pelo cerradão (0,0023 g $g^{-1}$ $dia^{-1}$ e 301 dias) e floresta (0,0036 g $g^{-1}$ $dia^{-1}$ e 192 dias). Dentre os ambientes avaliados, a floresta apresentou maior velocidade de decomposição e o cerrado a menor, o que evidencia que o cerrado demandará mais tempo para que os nutrientes sejam disponibilizados para o solo.
**PALAVRAS-CHAVE:** Matéria orgânica; ciclagem de nutrientes; atributos físicos e químicos.

## INTRODUÇÃO

A serapilheira é composta por diversos tipos de matérias vegetais depositados sobre a superfície do solo (folhas, cascas, ramos, troncos, gravetos, flores, inflorescências, frutos, sementes e outros fragmentos vegetais) e sua produção representa o primeiro estágio de transferência de nutrientes para o solo, os quais são retirados pelas plantas (CALDEIRA et al., 2008).

A dinâmica de aporte, deposição sobre o solo florestal e disponibilização dos nutrientes contidos no material aportado através da decomposição são fundamentais para a autossustentabilidade dos ecossistemas florestais (FREITAS et al., 2013). Isso é evidenciado pelas florestas que se mantêm em áreas com solos de baixa fertilidade (SCHUMACHER et al., 2003).

De acordo com Caldeira et al. (2007), o acúmulo de serapilheira varia em função da procedência, da espécie, da cobertura florestal, do estágio sucessional, da idade, da época da coleta, do tipo de floresta e do local. Já a qualidade da serapilheira é determinada por seus teores em compostos orgânicos e inorgânicos (frações solúveis, nutrientes, lignina, celulose, compostos fenólicos e carbono), que exercem grande influência sobre a regulação e natureza das interações da biota do solo (BEARE et al., 1992).

Caldeira et al. (2008) ressalta que a serapilheira é também a principal via de transferência de carbono orgânico para o solo, principalmente através da queda de componentes senescentes da parte aérea das copas, e por isso é muito importante a sua

quantificação.

Trabalhos relacionados com a quantificação de serapilheira acumulada fornecem subsídios para um melhor entendimento da dinâmica dos nutrientes (CALDEIRA et al., 2008). Através da deposição de material orgânico e da sua decomposição, quantidades relativamente elevadas de nutrientes são disponibilizadas para o novo crescimento anual das árvores (FERREIRA et al., 2001). Dessa forma, a matéria orgânica do solo não é considerada somente uma reserva de carbono, mas também, é a principal responsável pelos níveis de fertilidade da maioria dos solos tropicais (NOVAIS et al., 2007; MUÑOZ et al., 2007). Além disso, o material acumulado permite a existência de uma grande variedade de nichos para a mesofauna e microrganismo, bem como fonte de colóides para o solo (SANTOS, 1989).

Os solos amazônicos são caracterizados por serem pobres em nutrientes, sendo a serapilheira, associada a temperatura elevada e a grande umidade atmosférica, responsável pela liberação de nutrientes que sustentam a vegetação presente, possibilitando o desenvolvimento de uma vegetação sem sintomas de deficiências nutricionais, em solos com baixa fertilidade natural. Além disso, a serapilheira atua no aumento da matéria orgânica, contribuindo desta forma para a melhoria dos atributos do solo, os quais são fundamentais no entendimento da funcionalidade e sustentabilidade dos solos. Desta forma o presente trabalho tem como proposta analisar a produção de serapilheira, decomposição foliar e atributos físicos e químicos do solo na Amazônia.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Localização e caracterização das áreas de estudo

O estudo foi desenvolvido em três áreas: floresta, cerrado e cerradão, que estão localizadas no município de Humaitá, Sul do Amazonas, as margens da Br 319, em área pertencente ao 54º Batalhão de Infantaria de Selva do Exército Brasileiro (Figura 1).

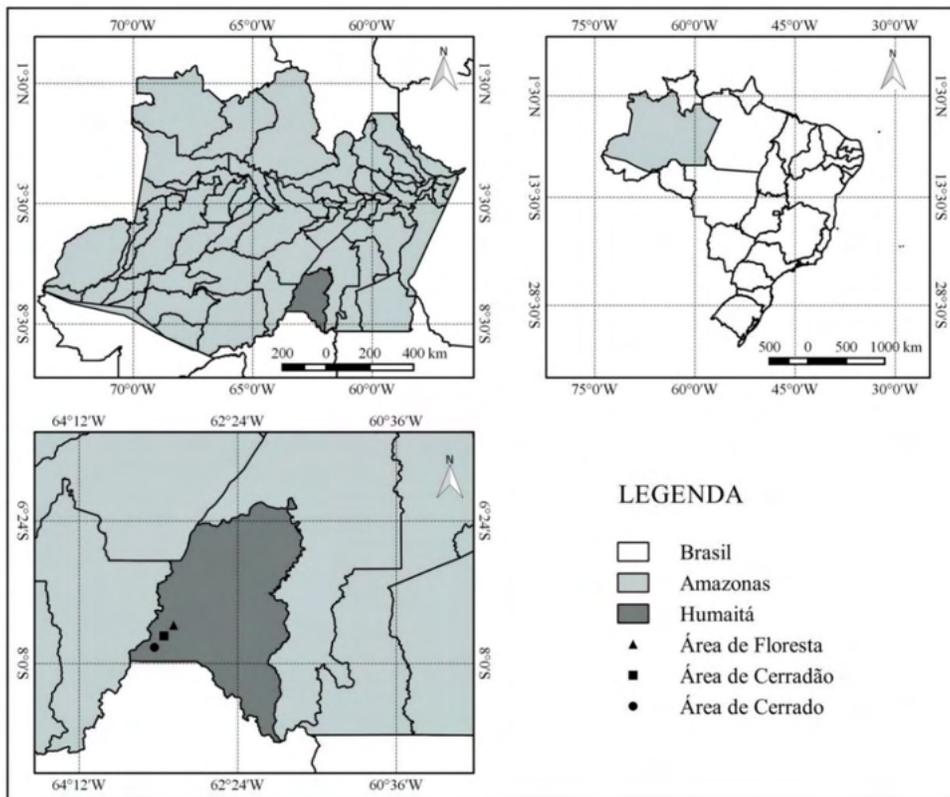



Figura 1. Localização das áreas de estudo. Mapa do Brasil, destacando o Estado do Amazonas e as áreas de estudo no mapa do município de Humaitá – AM.

A floresta é localizada nos pontos mais elevados da paisagem e de melhor drenagem, funcionando com um divisor de águas, e apresentando uma fisiografia de floresta densa (CAMPOS et al., 2012).

O cerrado exibe formação de aspecto mais uniforme, composta de árvores mais baixas (CAMPOS et al., 2012), e que são submetidas a pressão do fogo no período seco, o qual é um evento frequente que influencia na dinâmica da vegetação. A origem do fogo pode ser natural, fortuita (devido ao grau de ignição) ou acidental, quando utilizado na agricultura para limpeza de pastos, de áreas de culturas ou mesmo fogo induzido ou intencional (RAW; HAY, 1985).

De acordo com Mirando, et al. (2006), o grau de ignição ou o potencial de flamabilidade, é dependente de diversos fatores locais, físicos e mesmo históricos, tais como: déficit hídrico, duração do período seco, estrutura da vegetação e grau de intermitência do evento. Segundo os autores, a combinação desses fatores faz com que cada área ou zona apresente susceptibilidade diferenciada ao fogo.

O cerradão apresenta como fisionomia predominante, o componente arbóreo-arbustivo (COUTINHO, 1978). Para Campos (1943) o cerradão é mata mais rala e fraca, caracterizado pela presença de espécies que ocorrem no Cerrado sentido restrito e também por espécies de mata, sendo que do ponto de vista fisionômico é uma floresta, mas floristicamente é mais similar a um Cerrado.

O material de origem dos solos dessas regiões é proveniente dos sedimentos aluviais, que são cronologicamente oriundos do Holoceno. Os solos possuem baixa fertilidade natural e se situam em áreas de relevo plano e suave ondulado. Caracterizam-se pela presença de plintita e/ou concreções, são imperfeitamente drenados e apresentam excesso de água durante um período do ano, o que ocorre em geral, na época de maior precipitação pluviométrica na região (BRASIL, 1978).

No que se refere à caracterização climática, o clima da região segundo a classificação de Köppen, pertence ao grupo A (Clima Tropical Chuvoso) e tipo climático Am (chuvas do tipo monção), apresentando um período seco de pequena duração, com precipitação média anual variando entre 2.200 e 2.800 mm (BRASIL, 1978). Esses totais elevados são resultantes da circulação atmosférica e da dinâmica dos sistemas que atuam sobre a região que, por consequência, geram as chuvas convectivas que são comuns na Amazônia (SOUZA et al., 2005; MARENGO, 2003; MARENGO e NOBRE, 2009; ROCHA, 2010).

As médias anuais de temperatura variam em torno de 25 ºC e 27 ºC e, a umidade relativa do ar entre 85% e 90% (BRASIL, 1978). O período chuvoso ocorre entre Outubro e Março e o período seco ocorre entre Junho a Agosto, considerando o restante dos meses como período de transição (VIDOTTO et al., 2007). Na Figura 2 é apresentada a precipitação média mensal obtida do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) nos meses de Abril de 2018 a Março de 2019, período em que foram realizadas as coletas.

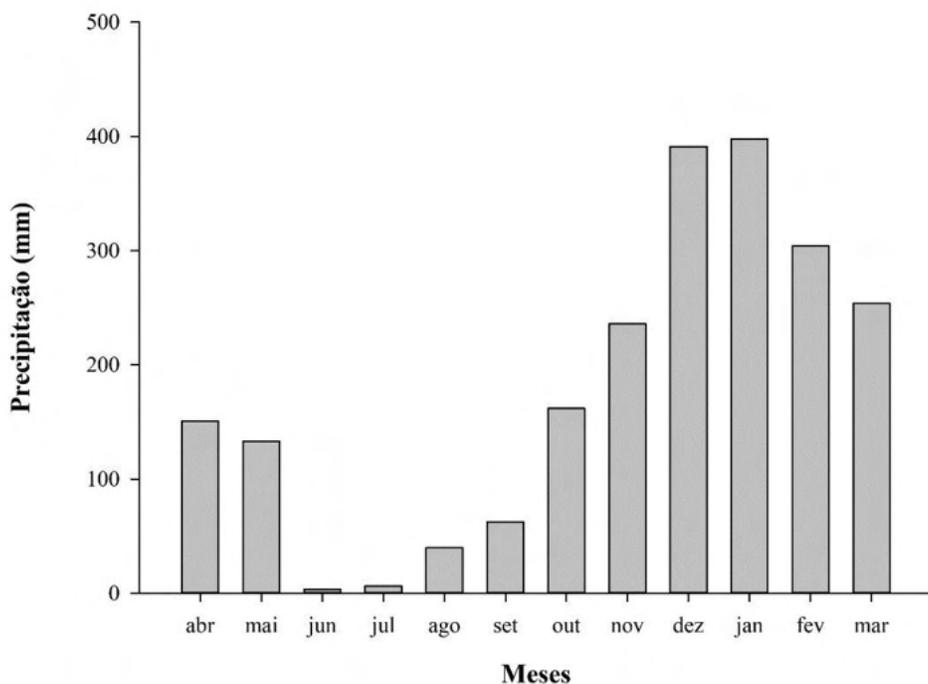



Figura 2. Dados de precipitação total de abril de 2018 a março de 2019, obtidos na estação climatológica do município de Humaitá – AM. Fonte: INMET. Instituto Nacional de Meteorologia.

## Avaliação do aporte de serapilheira

Para a avaliação do aporte da serapilheira foram instalados em cada área do estudo 10 coletores cônicos com área de 0,21 $m^2$ (perímetro igual a 1,62 m), construídos com tubo de ¾", em material plástico de polietileno, com fundo de tela de nylon com malha de 1 mm, com a finalidade de impedir a perda de material de menor dimensão e possibilitar a saída de água. Os coletores foram instalados a 30 cm acima do solo para evitar perdas de serapilheira pela ação de microrganismos. Cada coletor foi identificado com um número e a produção de serapilheira foi avaliada pelo material depositado nos coletores suspensos (Figura 3).

Figura 3. Visão de coletores de serapilheira instalados nas áreas de estudo. A- cerrado; B- cerradão; C- floresta.

As coletas foram realizadas mensalmente no período de Abril de 2018 a Março de 2019. O procedimento de coleta do material retido dentro do coletor consistiu em seleção manual. Após cada coleta, foi feita a triagem das frações folhas, galhos, material reprodutivo (flores e frutos) e cascas; e em seguida as amostras foram secas em estufa de circulação de ar forçada a 45 °C, até que atingissem massa constante e posteriormente pesadas em balança de precisão para estimativa da percentagem de cada uma das frações da serapilheira produzida nos diferentes ambientes deste estudo.

A produção de serapilheira foi estimada segundo Lopes et al. (2002), partindo-se da seguinte equação matemática:

$$PS = PMS \times 10000/Ac$$ Em que:

PS= produção de serapilheira (Mg $ha^{-1}$ $ano^{-1}$).

PMS= produção mensal de serapilheira (Mg $ha^{-1}$ $mês^{-1}$).

Ac= área do coletor (m²)

Após esse procedimento, os resultados foram analisados estaticamente pelo teste Tukey ao nível de 5% para comparações das médias, que foram feitas pelo uso do programa computacional Statistical Package for Social Sciences (SPSS), *versão* 12.5.

## Avaliação da decomposição da serapilheira

A estimativa da taxa de decomposição da serapilheira foi realizada pela quantificação da perda de massa, utilizando-se *litter bags*, os quais permitem analisar de forma direta a taxa de decaimento ao longo do tempo (SCORIZA et al., 2012).

Foram distribuídos aleatoriamente e em cada área de estudo, 40 *litter bags*, próximos aos locais em que foram instalados coletores cônicos, simulando a queda natural do material formador da serapilheira. Os *litter bags* foram constituídos de tela de sombreamento (sombrite 50%) com 4 mm de malha e dimensões de 25 x 25 cm e 1,5 cm

de altura.

Em cada *litter bag* foram inseridos 10 gramas do material aportado nos coletores cônicos após esse material ter sido secado em estufa a 45 ºC por 48h. As coletas dos *litter bags*, foram realizadas mensalmente nos intervalos de 30, 60, 90, 120, 150, 180, 210, 240, 270 e 300 dias após sua instalação, com quatro repetições para cada coleta.

Após coletado, o material contido em cada *litter bag* foi limpo com pincel (para retirada de partículas de solo e de possíveis organismos aderidos às folhas) e colocado para secar em estufa de circulação de ar a 45 ºC para a obtenção da massa seca. Na sequência, o material foi pesado para obtenção da massa remanescente.

O percentual de massa remanescente (%R) foi obtido pela relação entre a massa final e massa inicial, com a seguinte formula:

Massa remanescente (%) = (massa final/massa inicial) x 100

Após o cálculo da massa remanescente ao longo do período, foi estimado a constante de decomposição K conforme Thomas; Asakawa (1993), usando o seguinte modelo exponencial:

$$Xt = X0.e^{-kt}$$

Em que:

Xt é o peso do material remanescente após t dias.

X0 o peso do material seco originalmente colocado nos sacos no tempo zero (PI=10g).

K é a constante de decomposição estimada pela equação.

Através desse modelo exponencial, foi determinado o valor da constante k para cada uma das áreas de estudo, que indica a velocidade de decomposição da camada de serapilheira acumulada sobre o solo. Esse modelo exponencial, bem como as curvas que caracterizam a perda de peso (decomposição) da serapilheira foliar, foi confeccionado com o auxílio do programa SIGMAPLOT. Já o tempo de meia-vida (T1/2) desse material foi calculado segundo Rezende et al. (1999), pela equação:

$$T1/2 = \ln(2)\ k$$

Em que k é a constante de decomposição estimada pelo programa citado anteriormente.

Posteriormente, os resultados da massa remanescente dos ambientes estudados foram analisados estaticamente pelo teste Tukey ao nível de 5% para comparações das médias, que foram feitas pelo uso do programa computacional Statistical Package for Social Sciences (SPSS), *versão* 12.5.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Aporte de serapilheira

A quantidade total de serapilheira produzida foi de 4,24; 11,48 e 12,58 Mg ha$^{-1}$ ano$^{1}$ para as áreas de cerrado, cerradão e floresta, respectivamente. O estoque médio total anual na área de cerradão foi estatisticamente igual ao quantificado na floresta, cujos valores foram maiores aos verificados no cerrado.

Quanto a deposição mensal, verifica-se que no cerrado o aporte variou de 0,13 Mg ha$^{-1}$ no mês de junho a 0,75 Mg ha$^{-1}$ em Setembro. No cerradão os valores encontrados foram de 0,52 e 2,18 Mg ha$^{-1}$ nos meses de Janeiro e Setembro, respectivamente. Enquanto na floresta, o menor valor encontrado foi de 0,70 Mg ha$^{-1}$ no mês de Janeiro e 1,97 Mg ha$^{-1}$ no mês de Agosto (Figura 4).

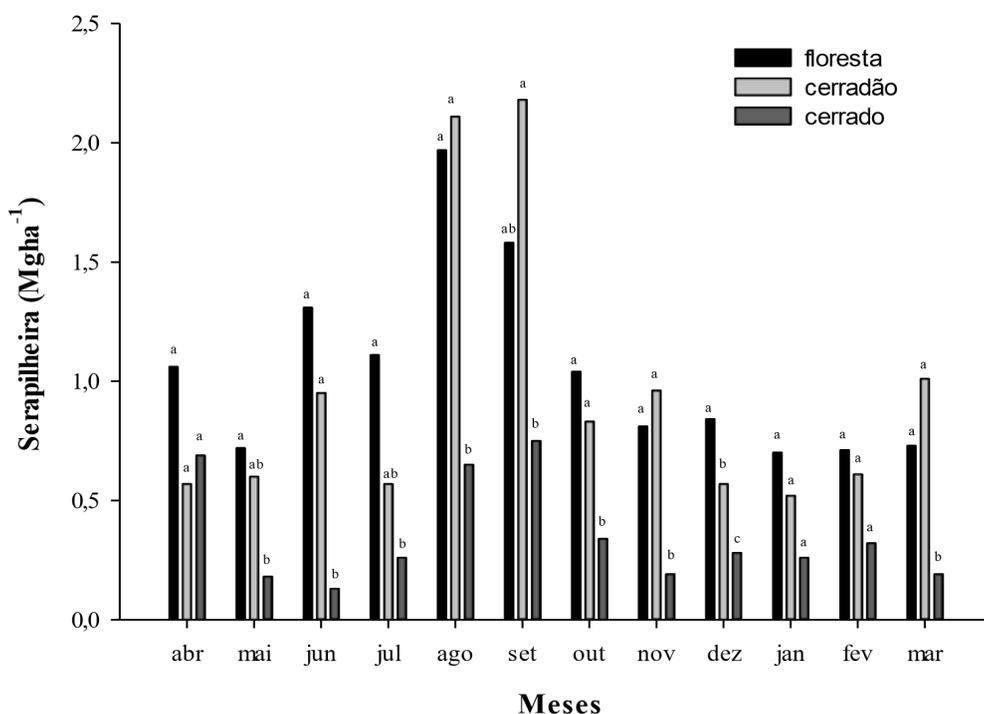



Figura 4. Aporte mensal da serapilheira em áreas de cerrado, cerradão e floresta na Amazônia ocidental no período de fevereiro/2018 a março/2019. Letras iguais na coluna não diferem pelo teste de Tukey ao nível 5%.

Ao longo do ano, a quantidade de material aportado foi superior na área de floresta, com exceção dos meses de Agosto, Setembro, Novembro e Março, nos quais os maiores valores foram quantificados no cerradão. No entanto, a quantidade aportada na área de

floresta somente apresentou diferença estatística ao cerrado, com exceção de Dezembro, mês em que todas as áreas se diferenciaram estatisticamente, sendo observada a maior produção na floresta e a menor no cerrado (Figura 4). Contudo, levando em consideração o fato que cerrado e floresta apresentam grande diferença estrutural, valores de aportes maiores na floresta são aceitos, visto que o cerrado apresenta vegetação semi-aberta com árvores espaçadas, pequenas e com pouca biomassa por unidade de área quando comparado à floresta (ALHO, 1992).

Autores como Cianciaruso et al. (2006) e Giácomo et al. (2012), observaram padrão da produção de serapilheira igual ao verificado neste estudo na área de floresta, com maiores aportes nos meses de Julho a Setembro e uma considerável diminuição a partir de Outubro. Os autores concluíram que este padrão se deve à influência da sazonalidade neste tipo de vegetação.

O efeito da sazonalidade na produção de serrapilheira é bem discutido por autores como Cattanio et al. (2004); Cianciaruso et al. (2006) e Araújo et al. *(*2006). Segundo esses autores, existem dois padrões para a produção anual de serapilheira nos ecossistemas brasileiros: o primeiro ocorre devido a maior deposição no período seco do ano, fenômeno característico de ecossistemas amazônicos, nas florestas mesófilas e cerrados; o segundo consiste na maior deposição na época úmida, comum em restingas e florestas atlânticas.

Ao analisar o aporte na área de cerradão, foi possível observar que embora nessa área sejam quantificados mensais superiores ao cerrado, não houve diferença estatística nos meses de Abril, Maio, Julho, Janeiro, Fevereiro e Março (Figura 4). Nestes ambientes a maior produção de serapilheira foi registrada no final do período seco, uma vez que Setembro é considerado mês de transição na região e a máxima pluviométrica registrada ainda se encontrava relativamente baixa (Figura 2). Silva et al. (2007) também encontraram em seu trabalho que o maior aporte de serapilheira nas áreas de cerrado *sensu stricto*, cerradão e floresta de transição ocorreu no período de seca. Estes resultados sugerem o conceito de que a maior queda de material vegetal ocorre regulada pela menor oferta de água para a vegetação (BARBOSA; FARIA, 2006).

Contudo, a pouca quantidade de material aportado nas áreas de cerrado e cerradão nos meses de Junho e Julho pode estar relacionada às queimadas que ocorreram na região nesse período, fenômeno este comum em ambientes de cerrado e cerradão no período de seca (Figura 5). Aparentemente essa é a estratégia ecológica comum entre as espécies savânicas (BOND; MIDGLEY, 2001). Além disso, um acúmulo ótimo de serapilheira é necessário para que ocorram tais queimadas (ODUM; BARRETT, 2007).

Figura 5. Área de cerrado atingida pelas queimadas na Amazônia ocidental. A- Área de cerrado atingida pelas queimadas em junho de 2018. B- Coletor de serapilheira atingido pelas queimadas em junho/2018.

Os valores percentuais totais do aporte das frações de serapilheira são apresentados na figura 6. As porcentagens das frações folhas e material reprodutivo tenderam a aumentar nas áreas de cerradão e floresta, enquanto as frações galhos e cascas apresentaram maior porcentagem na área de cerrado. Esse padrão pode estar relacionado à grande quantidade de ramos e cascas secas que expiram no período da seca, fenômeno característico do cerrado, sendo facilmente desprendidos pela ação da água da chuva e do vento (CAMPOS et al., 2008).

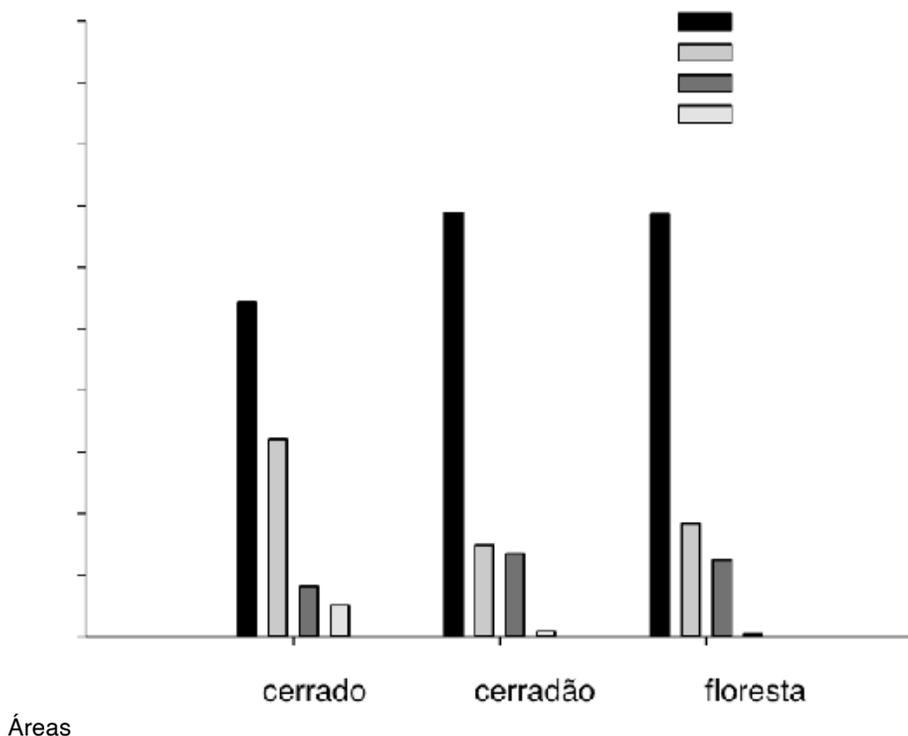



Figura 6. Valores percentuais da deposição total das frações da serapilheira em áreas de cerrado, cerradão e floresta na Amazônia ocidental no período de abril/2018 a março/2019.

Observa-se que as folhas representaram maior proporção em todos os ambientes, contribuindo em média com 54,5%, 68,8% e 68,6% nas áreas de cerrado, cerradão e floresta, respectivamente (Figura 6). Segundo Calvi et al. (2009), a fração folha geralmente participa em maior proporção na biomassa de serapilheira. No entanto, a magnitude dessa contribuição depende principalmente das espécies, estrutura do local e idade das árvores (ZIMMERMANN et al., 2002). Songwe et al. (1988) verificaram que existe relação direta entre o aporte de serapilheira e o desenvolvimento do dossel. Com base nesses dados pode-se inferir que a maior deposição de serapilheira nas áreas de cerradão e de floresta ocorre em função da maior quantidade de indivíduos, proximidade entre eles e consequentemente maior cobertura da área quando comparado ao ambiente de cerrado (CAMPOS et al., 2008).

Quanto à variação temporal das frações de serapilheira houve maior deposição do material foliar no período seco. O mês de maior deposição dessa fração foi Agosto (Figura 7). O maior valor de deposição de folhas em Agosto é compatível com o observado por Campos et al. (2008) em estudo realizado em fragmento de Cerrado s*tricto sensu*.

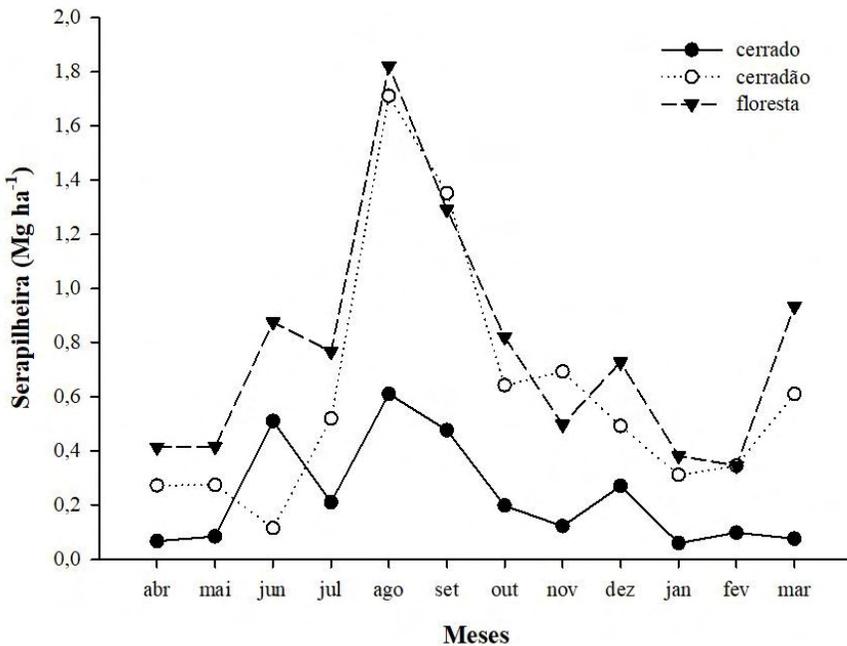



Figura 7. Média mensal da fração folha nas diferentes áreas de estudo na Amazônia ocidental no período de fevereiro/2018 a março/2019.

Um dos fatores para a ocorrência deste fenômeno pode estar relacionada ao mecanismo de resistência de algumas plantas ao estresse hídrico que, para evitar a perda de água por transpiração, depositam uma grande quantidade de folhas neste período, reduzindo a necessidade de água (BARBOSA; FARIA, 2006). Estudos de produção de serapilheira realizados por Aquino (2013); Nascimento et al. (2015); Ourique et al. (2016); Moura et al. (2016); Conceição (2017); Brasil et al. (2017) e Marques et al. (2017) também observaram a máxima produção de serapilheira no período seco.

Além disso, é de conhecimento que diversas espécies do cerrado são caducifólias, sendo que o maior aporte ocorre no período seco do ano (VALENTINI, et al. 2014). Espécies caducifólias também são comuns no cerradão. De acordo com Ribeiro; Walter (1998), embora possam ser perenifólias, muitas espécies comuns ao Cerradão apresentam caducifólia em determinados períodos da estação seca. As florestas tropicais apresentam grande variação entre as espécies, tornando-se difícil estabelecer se estas são perenifólias ou caducifólias (RICHARD, 1964).

Uma hipótese para o maior valor de aporte de galhos no cerrado e floresta no mês de Abril (Figura 8) pode estar relacionado com danos causados à vegetação devido a

ocorrência de chuvas neste mês (Figura 2), provocando o desprendimento desta estrutura das árvores. Konig et al. (2002) também afirmaram que o aporte de quantidades variáveis de galhos pode ser atribuído à ocorrência de fenômenos climáticos adversos, como tempestades com ventos anormais.

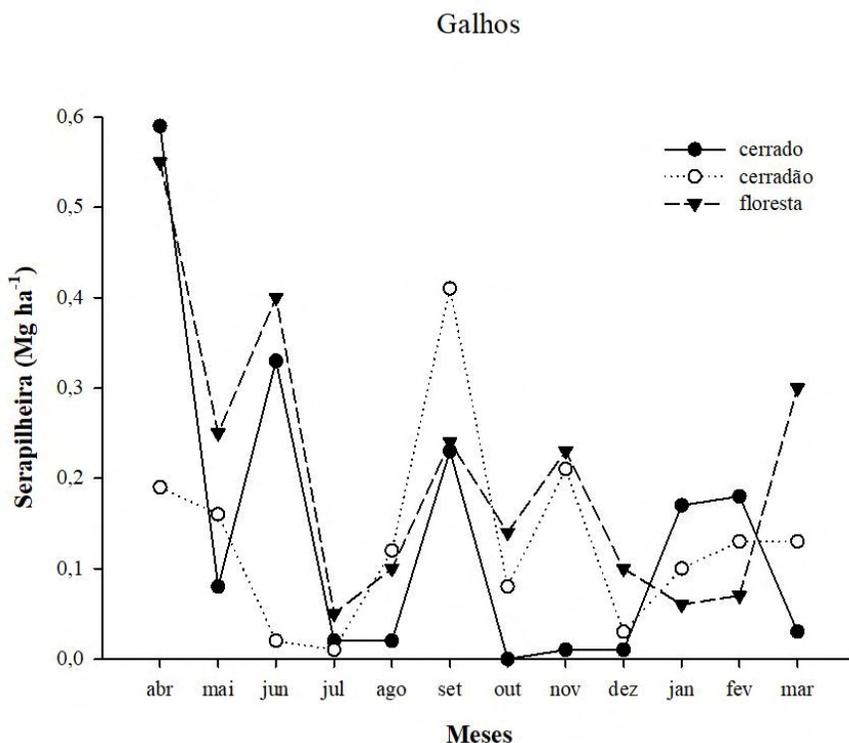



Figura 8. Média mensal da fração galho nas diferentes áreas de estudo na Amazônia ocidental no período de fevereiro/2018 a março/2019.

Em relação ao aporte de material reprodutivo, observa-se que esse foi intenso na floresta. Os maiores aportes ocorreram no período de chuva, nos meses de Janeiro e Fevereiro, atingindo o valor máximo de produção em Março. Enquanto no cerradão e cerrado, o maior aporte dessa fração foi observado em Setembro e Outubro respectivamente, período seco na região do estudo. No entanto, observa-se que para todas as áreas, que a produção ocorreu ao longo do ano, porém, as quantidades foram variáveis (Figura 9), sugerindo a hipótese de que a deposição de material reprodutivo esteja ligada a estratégia de dispersão adotada pelas espécies para sua reprodução e não esteja em função somente das variações do microclima (HOLANDA et al., 2017).

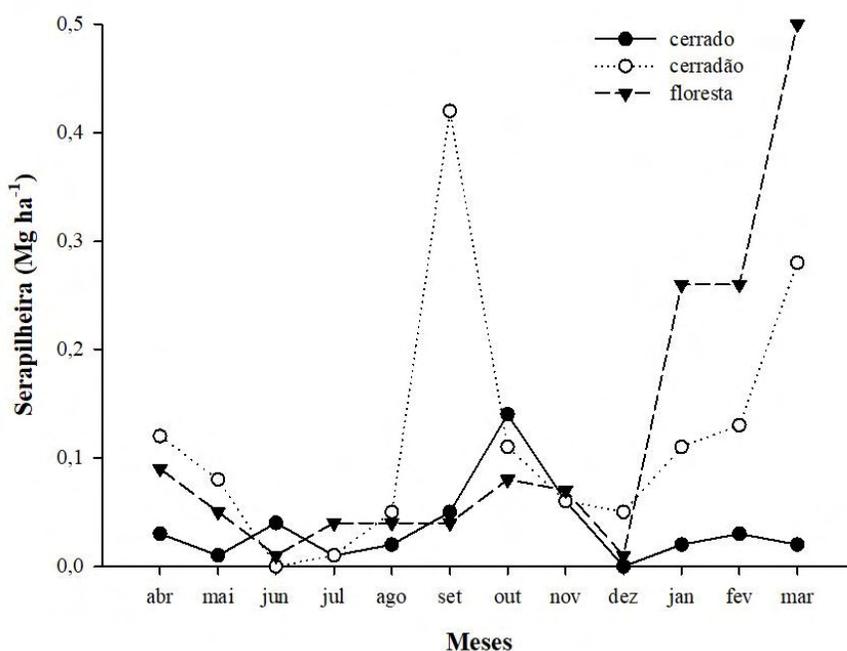



Figura 9. Média mensal da fração material reprodutivo nas diferentes áreas de estudo na Amazônia ocidental no período de fevereiro/2018 a março/2019.

De acordo com Giácomo et al. (2012), a proporção de cada fração na serapilheira, possivelmente, está relacionada com a fenologia do conjunto de espécies presente em cada área o que acarretaria uma distribuição variada na proporção de cada fração.

Ao analisar a fração cascas, foi observada maior aporte no mês de Maio no cerradão, enquanto no cerrado e na floresta a maior produção foi estimada em Junho (Figura 10). Todavia, para melhores explicações é necessário monitorar o comportamento fenológico das espécies durante a fase das coletas, visando coletar dados que possam ajudar a explicar os resultados obtidos, e mesmo determinar a influência isolada de cada espécie para determinado evento ocorrido no processo de produção (NASCIMENTO et al., 2013). Neste sentido, para realização de trabalhos com o mesmo enfoque deste, propõe-se um prévio levantamento florístico das áreas em estudo.

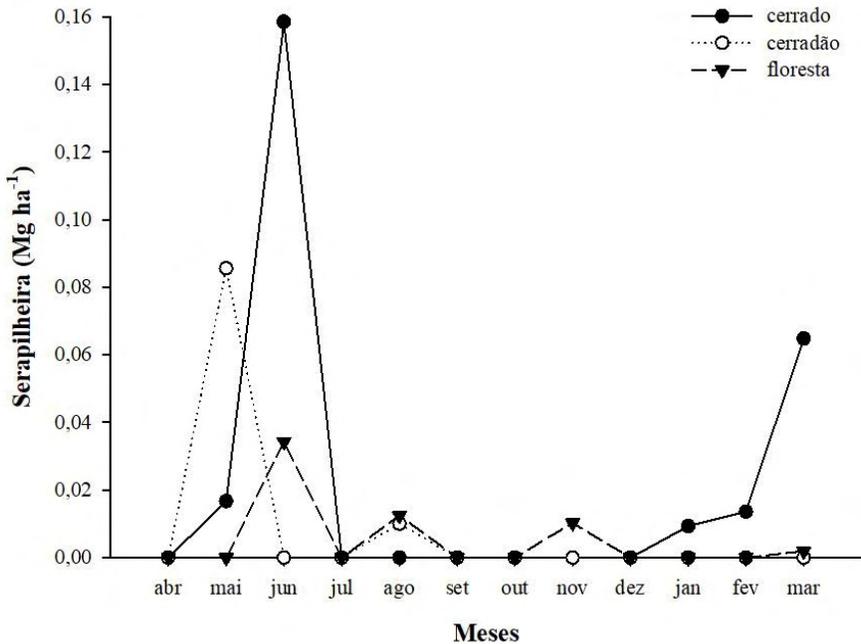



Figura 10. Média mensal da fração casca nas diferentes áreas de estudo na Amazônia ocidental no período de fevereiro/2018 a março/2019.

## Decomposição de serapilheira foliar

Os valores da constante de decomposição (k) e tempo meia vida da serapilheira de cada uma das áreas de estudo são apresentados na Tabela 1. Ao longo do período estudado, no ambiente de cerrado foi observado menor valor da constante k (0,0017 g $g^{-1}$ $dia^{-1}$) e consequentemente maior tempo de meia vida (407 dias), apresentando, portanto, menor velocidade de decomposição, seguido pelas áreas de cerradão (0,0023 g $g^{-1}$ $dia^{-1}$ e 301 dias) e pela área de floresta (0,0036 g $g^{-1}$ $dia^{-1}$ e 192 dias). Com isso, é possível inferir que o cerrado demandará mais tempo para que os nutrientes sejam disponibilizados para o solo, sendo necessário 407 dias para decompor metade do material foliar. De acordo com Batista (2017), quanto maior o tempo meia vida, maior será o tempo gasto para que ocorra o processo de decomposição do material foliar.

| Áreas | Constante K (g g$^{-1}$ dia$^{-1}$) | Meia vida (dias) | $R^2$ |
|---|---|---|---|
| Cerrado | 0,0017 | 407 | 0,8712 |
| Cerradão | 0,0023 | 301 | 0,8998 |
| Floresta | 0,0036 | 192 | 0,8372 |

Tabela 1. Valores[1] de constante de decomposição (K) e tempo meia vida ($t^{1/2}$) da serapilheira nas diferentes áreas de estudo.

Em que: [1]média de quatro repetições.

Os valores de K observado neste estudo podem ser considerados baixos pois segundo Waring; Schlesinger (1985), as taxas de decomposição da serapilheira são consideradas rápidas se os coeficientes de decomposição na condição de equilíbrio dinâmico (K) forem maiores que 1,0. Para Pagano (1989), valor para constante K acima de 1,15 sugere um rápido reaproveitamento de nutrientes por parte da vegetação.

No entanto, nota-se que na literatura existe uma grande quantidade de trabalhos que apontem valores menores que 1. Tal fato reflete a grande variabilidade de estratégias de ciclagem de nutrientes em sistemas tropicais, e a impossibilidade de se definir padrões para os mesmos (PIRES, 2001).

Giácomo et al. (2012) estudando o aporte e a decomposição de serapilheira em cerradão, encontraram valores de 0,040 para K. Pereira et al. (2008), ao avaliarem a decomposição da serapilheira na floresta atlântica encontraram valor de 0,0023. Enquanto que Pedro (2017), estudando um fragmento de cerrado, encontrou valor de K de 0,0030. Sendo esses valores diferentes do encontrado no presente estudo (Tabela 1). De acordo com César, (1993), diferenças na taxa de decomposição da serapilheira entre diferentes fisionomias podem ser atribuídas ao tipo de cobertura vegetal, à qualidade do material, à atividade da fauna do solo e às condições ambientais, especialmente temperatura e umidade.

Em relação a massa remanescente, observa-se na Tabela 2, que as áreas de cerrado e floresta diferiram significativamente entre si nos primeiros 30 dias após a instalação dos *litter bags*, sendo que a decomposição ocorreu com maior intensidade na área de floresta, na qual foram quantificados menores valores percentuais de massa remanescente (89,4%), enquanto na área de cerrado e cerradão o material remanescente foi de 97,7 e 95,6% respectivamente. A rápida decomposição nos primeiros 30 dias na floresta pode estar relacionada a maior perda de nutrientes e melhor palatividade dos detritos, que segundo Swift et al. (1979), tendem a ser maior no primeiro mês. Visto que ao longo do tempo a composição e a qualidade do material se modificam (CIANCIARUSO et al., 2006). Desta forma, quanto mais atrativa e palatável for o substrato, maior e mais eficiente é a atuação da comunidade decompositora sobre ele (SMITH; BRADFORT, 2003; BARDGETT, 2005).

Tal fato reflete a grande variabilidade de estratégias de ciclagem de nutrientes em sistemas tropicais, e a impossibilidade de se definir padrões para os mesmos (PIRES, 2001).

| Período (dias) | Decomposição cerrado | Decomposição cerradão | Decomposição floresta |
|---|---|---|---|
| 0 | 100,00% a | 100,00% a | 100,00% a |
| 30 | 97,70% a | 95,60% ab | 89,40% b |
| 60 | 96,70% a | 95,20% a | 85,20% b |
| 90 | 97,20% a | 95,00% a | 86,90% a |
| 120 | 93,90% a | 90,00% a | 85,20% a |
| 150 | 90,60% a | 85,30% ab | 79,80% b |
| 180 | 84,50% a | 79,50% a | 74,30% a |
| 210 | 82,20% a | 74,10% a | 62,50% b |
| 240 | 70,70% a | 66,10% a | 49,00% a |
| 270 | 60,70% a | 55,00% a | 35,70% b |
| 300 | 65,50% a | 49,70% b | 30,10% c |

Tabela 2. Biomassa foliar remanescente das folhas (g) presentes nos *litter bags* aos 0, 30, 60, 90, 120, 150, 180, 210, 240, 270, 300 dias no período de maio de 2018 a fevereiro de 2019 em áreas de cerrado, cerradão e floresta na Amazônia, Brasil

Médias seguidas da mesma letra na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Entre 30 e 120 dias de avaliação da estimativa de decomposição da serapilheira, foi observado baixa redução de matéria seca (Tabela 2), este fato pode estar relacionado à permanência dos compostos mais resistentes ao ataque microbiano, após à rápida decomposição inicial da fração mais facilmente decomposta (SILVA et al., 2014).

Além disso, esse intervalo corresponde ao período de seca nas regiões do estudo. De acordo com BATISTA (2017), no período seco a decomposição é mais lenta devido a diminuição da umidade do solo (déficit hídrico) e consequentemente redução na quantidade dos organismos do solo, que por sua a vez são essenciais na ciclagem de nutrientes.

O processo de decomposição ocorreu com maior intensidade a partir de 150 dias após a instalação dos *litter bags* (Tabela 2), ou seja, épocas em que as precipitações foram maiores (Figura 2). Segundo Backes et al. (1998) o período chuvoso proporciona condições de umidade muito favoráveis a uma intensa atividade de organismos decompositores, tanto de micro decompositores como de macro-artrópodos, que removem a serapilheira e que parecem ser mais afetados pelas condições adversas de umidade durante a estação seca ou parte dela. Cornu et al. (1997), também relatam que variações sazonais podem ocasionar modificações nas taxas de decomposição do material, o que justifica os resultados

observados no presente estudo. Portanto, o período de menor ocorrência de precipitação pluviométrica influenciou negativamente a atividade microbiológica do solo, diminuindo a taxa de decomposição do material vegetal.

Nota-se ainda que no decorrer dos meses na área de floresta verificou-se os menores percentuais de massa remanescente, diferindo-se significativamente das demais áreas aos 60, 210, 270 e 300 dias. Porém, as áreas de cerrado e cerradão não diferiram significativamente entre si, exceto aos 300 dias de avaliação (Tabela 2).

Na floresta, o processo de decomposição do material foliar ocorreu com maior intensidade aos 240 dias de estudo (janeiro), com perda de 14%. Enquanto para o cerrado e cerradão, as maiores perdas foram registradas aos 270 dias de estudo (fevereiro), com perdas de 10 e 11% respectivamente. Nesse período, foram registradas as maiores precipitações na região (Figura 2). Ao final do período de avaliação nas áreas de floresta foi verificada redução de 70% da massa inicial (10 g), enquanto nas áreas de cerrado e cerradão valores de 35 e 50% respectivamente (Tabela 2).

A decomposição no cerrado e cerradão foi mais intensa neste estudo do que a registrada por Batista (2017) num cerrado sentido restrito no Distrito Federal (32% da massa inicial) e Cianciaruso et al. (2006) num Cerradão em São Paulo (43% da massa inicial).

Na Figura 3, são apresentadas as curvas que demonstram a decomposição da serapilheira foliar dos diferentes ambiente estudados, obtidas por meio do ajuste do modelo exponencial negativo, sendo observados valores de regressão entre 0,8372 e 0,8998 (Tabela 2). O modelo exponencial mostrou-se adequado para explicar o padrão de perda de massa da fração foliar da serapilheira para os três ambientes. As curvas de decomposição, obtidas através do ajuste do modelo (Figura 11), evidenciam um padrão de perda de massa mais acentuado para floresta, em relação ao cerrado e cerradão, sendo possível identificar uma pequena inclinação da sua curva, o que indica que o processo de decomposição da floresta é mais acelerado em relação às demais áreas estudadas.

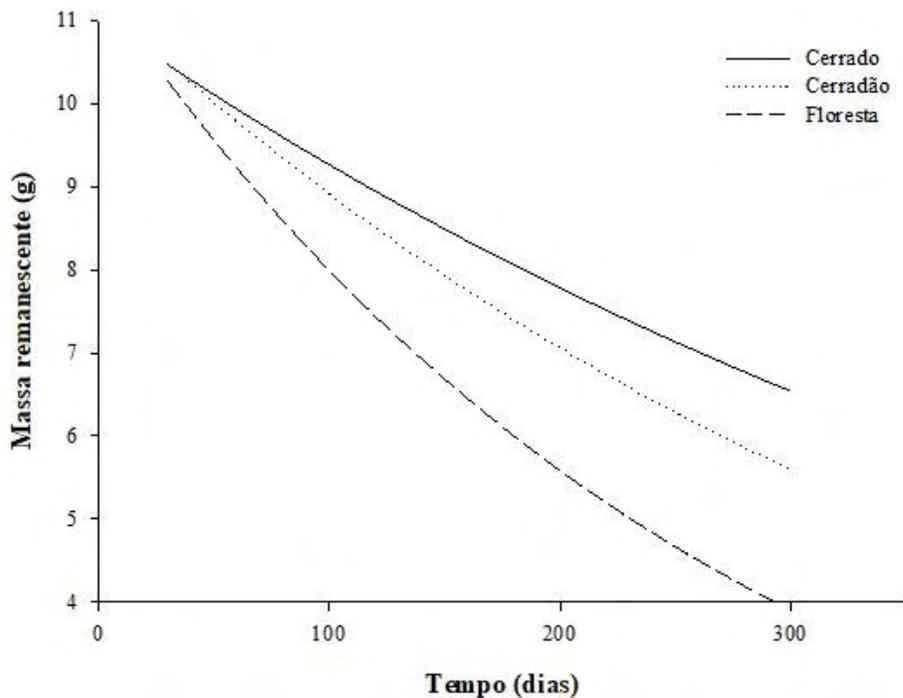



Figura 11. Curva de decomposição da serapilheira em ambientes de cerrado, cerradão e floresta na Amazônia-Brasil.

O fato do processo de decomposição ao longo do tempo seguir o modelo de decaimento exponencial indica que a decomposição não é constante ao longo do tempo, desde que está ligada a diversos fatores ambientais e físicos e químicos do próprio material (CIANCIARUSO, et al., 2006) Tais como: tipo de vegetação, latitude, altitude, temperatura, precipitação, disponibilidade de luz, comprimento do dia, evapotranspiração, relevo, estádio geral, disponibilidade hídrica, estoque de nutrientes no solo, diversidade da biota (macro e micro), diversidade do material vegetal, qualidade química da serapilheira (conteúdo de ligninas e polifenóis, relação C/N, C/P, lignina/N, polifenóis/N e lignina + polifenóis/N), concentração de nutrientes e concentração de $CO_2$ atmosférico e deposição de nitrogênio (HÄTTENSCHWILER et al., 2005).

Como as condições de clima das três áreas estudadas são semelhantes, infere-se que a maior perda de matéria seca verificada na área de floresta esteja relacionada à quantidade e à qualidade do material foliar depositado no solo, ou, ainda, às características da população decompositora (BARBOSA, et al., 2017).

## CONCLUSÕES

Os ambientes de floresta e cerradão apresentaram o mesmo padrão de produção de serapilheira (com exceção do mês de dezembro), e maior deposição quando comparados ao ambiente de cerrado;

Os meses com mais baixos índices pluviométricos coincidem com o período de maior deposição de serapilheira nos ambientes de cerrado, cerradão e floresta;

A fração folha teve a maior participação na produção total da serapilheira para os ambientes de cerrado, cerradão e floresta, seguido das frações galhos, material reprodutivo e cascas;

Dentre os ambientes avaliados, na área de floresta foi observada a maior velocidade de decomposição e na de cerrado a menor, o que evidencia que o cerrado demandará mais tempo para que os nutrientes sejam disponibilizados para o solo;

O processo de decomposição para todos ambientes estudados ocorreu com maior intensidade no período chuvoso, ou seja, a partir de 150 dias após a instalação dos *litter bags*.

## REFERÊNCIAS


ALENCAR, A.; NEPSTAD, D.; MCGRATH, D.; MOUTINHO, P.; PACHECO, P.; DIAZ, M. D. C. V.; SOARES FILHO, B. Desmatamento na Amazônia: indo além da emergência crônica. Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia – IPAM, Belém, Brasil, 2004. 89p.

ALHO, C. J. R. **A teia da vida:** uma introdução à ecologia brasileira. Rio de Janeiro, Editora Objetiva, 160p. 1992.

ANDRADE, R. L.; SOUTO, J. S.; SOUTO, P. C.; BEZERRA, D. M. Deposição de serrapilheira em área de Caatinga na RPPN "Fazenda Tamanduá", Santa Terezinha - PB. **Caatinga, v.** 21, n. 2, p. 223-230, 2008.

AQUINO, P. S. R. **Análise espacial da produtividade e acúmulo de serapilheira em mata de galeria**. 2013. 89 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais). Pós graduação em Ciências florestais. Universidade de Brasília, Brasília, 2013.

ARAÚJO, R. S.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; MACHADO, M. R.; PEREIRA, M. G.; FRAZÃO, F. J. Aporte de serapilheira e nutrientes ao solo em três modelos de revegetação na Reserva Biológica de Poços das Antas, Silva Jardim, RJ. **Floresta e Ambiente**, v. 12, n. 2, p. 15 - 21, 2006.

BACKES, A.; FERNANDES, A. V.; ZENI, D. J. Produção de serapilheira em uma floresta com Araucária angustifólia no Sul do Brasil. **Revista Árvore**, v.28, n.1, p.247-259, 1998.

BARBOSA, J. H. C.; FARIA, S. M. Aporte de serrapilheira ao solo em estágios sucessionais florestais na reserva biológica de poço das antas, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**, v. 57, n. 3, p. 461-476, 2006.

BARBOSA, V.; GARCIA, P. B.; RODRIGUES, E. G.; PAULA, A. De. Biomassa, Carbono e Nitrogênio na Serapilheira Acumulada de Florestas Plantadas e Nativa. Floresta e Ambiente, v.24 e20150243, 2017.

BARDGETT, R. D. The biology of soil: A community and ecosystem approach, **Oxford university Press**, Oxford e New, 2005.

BATISTA, F. R. Decomposição de Serapilheira em área do cerrado sentido restrito e plantio de eucalipto no Distrito Federal. 2017. 40 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal). Progama de Pós graduação em Engenharia Florestal. Universidade de Brasília, Brasília, 2017.

BOND, W.J.; MIDGLEY, J.J. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 16, n. 1, p. 45-51, 2001.

BRASIL. **MINISTÉRIO DAS MINAS E ENERGIA**. Projeto Radam Brasil, folha SB. 21, Tapajós. Rio de Janeiro. 561 p. 1978.

BRASIL, J. B.; ANDRADE, E. M. De; AQUINO, D. Do N.; RESENDE, L.; PEREIRA JÚNIOR, L. R. Sazonalidade na produção de serrapilheira em dois manejos no semiárido Tropical. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 2, n. 3, p. 167-176, 2017.

BRAUN, E. H. G.; RAMOS, J. R. A. 1959. Estudo agroecológico dos campos PuciaríHumaitá (Estado do Amazonas e Território Federal de Rondônia). **Revista Brasileira de Geografia**, v. 21, n 4, p. 443-497, 1959.

CALDEIRA, M. V. W.; VITORINO, M. D.; SCHAADT, S. S.; MORAES, E.; BALBINOT, R. Quantificação de serapilheira e de nutrientes em uma Floresta Ombrófila Densa. **Semina**, v.29, n.1, p.53-68, 2008.

CÉSAR, O. Produção de serapilheira na mata mesófila semidecídua da Fazenda Barreiro Rico, município de Anhembi, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 53, n. 4, p. 671-681, 1993.

CALDEIRA, M.V.W. (Eds.). **Tópicos em ciências florestais**. Visconde do Rio Branco: Suprema. 2010. p.57-82.

CALDEIRA, M. V. W.; SCHUMACHER, M. V.; VIEIRA, M.; GONÇALVES, E. O.; GODINHO, T. O. Ciclagem de nutrientes, via deposição e acúmulo de serapilheira, em ecossistemas florestais. In: CHICHORRO, J. F.; GARCIA, G. O.; BAUER, M. O.;

CALVI, G. P.; PEREIRA, M. G.; JÚNIOR, A. E. Produção de serapilheira e aporte de nutrientes em áreas de floresta atlântica em Santa Maria de Jetibá, ES. **Ciência Florestal**, v.19, n.2, p.131-138, 2009.

CAMPOS, E. H.; ALVES, R. R.; SERATO, D. S.; RODRIGUES, S. C. Acúmulo de serrapilheira em fragmentos de mata mesofítica e cerrado stricto sensu em Uberlândia MG. **Sociedade& natureza**, v.20, n 1, p. 189-203, 2008.

CAMPOS, L. F. G. Mapa florestal do Brasil. Boletim Geográfico, v. l, n. 9, p. 9-27, 1943.

CAMPOS, M. C. C.; RIBEIRO, M. R.; JÚNIOR, V. S. De S.; FILHO, M. R. R.; ALMEIDA, M. C. Topossequência de solos na transição campos naturais-floresta na região de Humaitá, Amazonas. **Acta Amazônia**. v. 42, n.3, p. 387-398, 2012.

CASTRO, D. M.; PIVELLO, V. R. Efeitos de borda sobre a serapilheira em fragmentos de Cerradão, na região nordeste do estado de São Paulo, derivados do manejo agrícola. **Anais.** In: IX Simpósio Nacional Cerrado. Brasília-DF. 2008.

CATTANIO, J. H.; ANDERSON, A. B.; ROMBOLD, J. S.; NEPSTAD, D. C. Phenology,

litterfall, growth, and root biomass in a tidal floodplain forest in the Amazon estuary. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 27, n. 4, p. 703 - 712, 2004.

CIANCIARUSO, M. V.; PIRES, J. S. R.; DELITTI, W, B, C.; SILVA, E. F. L. P. Da. Produção de serapilheira e decomposição do material foliar em um cerradão na Estação Ecológica de Jataí, município de Luiz Antônio, SP, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, São Paulo, v. 20, n. 2, p. 49-59, 2006.

COHEN, J. C. P., BELTRÃO, J. C., GANDU, A.W., SILVA, R.R. Influência do desmatamento sobre o ciclo hidrológico na Amazônia. **Ciência e Cultura,** v. 59, n.3, p. 3639, 2007.

CONCEIÇÃO, A. C. Da. Análise multi-anual da dinâmica de produção de serapilheira fina em uma floresta da amazônia central. 2017. 88 f. Dissertação (Mestrado em Clima e Ambiente). Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2017.

CORNU, S.; LUIZÃO, F.; ROUILLER, J.; LUCAS, Y. Comparative study of litter decomposition and mineral element release in two Amazonian Forest ecosystems: Litter bag experiments. **Pedobiologia**, v.41, n. 5, p.456-471, 1997.

COUTINHO, L. M. O conceito de cerrado. **Revista Brasileira de Botanica,** v. 1, n. 1, p. 1723, 1978.

DALMOLIN, Â. C.; LOBO, F. De A.; REZENDE, S. D. P. 2009. Aporte de material vegetal sobre o solo em uma floresta semidecídua ao norte do estado de Mato Grosso. In: Anais do I Seminário Internacional de Ciências do Ambiente e Sustentabilidade na Amazônia. **Anais eletrônicos***,* 6p.

EWELL, J. J. Litter fall and leaf decomposition in a tropical forest succession in eastern Guatemala. **Journal of Ecology**, v. 64, n. 1, p. 293-308, 1976.

FREITAS, E. C. S.; OLIVEIRA-NETO, S. N.; FONSECA, D. M.; SANTOS, M. V.; LEITE, H. G.; MACHADO, V. D. Deposição de serapilheira e de nutrientes no solo em sistema agrossilvipastoril com Eucalipto e Acácia. **Revista Árvore**, v.37, n.3, p.409-417, 2013.

GIÁCOMO, R. G.; PEREIRA, M. G.; MACHADO, D. L. Aporte e decomposição de serapilheira em áreas de cerradão e mata mesofítica na estação ecológica de pirapitinga – MG. Ciência Florestal, Santa Maria, v. 22, n. 4, p. 669-680, 2012.

GOMES, J. M.; PEREIRA, M. G.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; PEREIRA, G. H. A.; GONDIM, F. R.; SILVA, E. M. R. Aporte de serapilheira e de nutrientes em fragmentos florestais da Mata Atlântica, RJ. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**. v. 5, n. 3, p. 383391, 2010.

HÄTTENSCHWILER, S.; TIUNOV, A.V.; SCHEU, S. Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosysitems. Annu. Review of Ecology, Evolution and Systematics, v. 36, p.191218, 2005.

HOLANDA, A. C. De.; FELICIANO, A. L. P.; FREIRE, F. J.; SOUSA, F. Q. De.; FREIRE, S. R. De O.; ALVES, A. R. Aporte de serapilheira e nutrientes em uma área de caatinga. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 2, p. 621-633, 2017.

KONIG, G. K.; SCHUMACHER, M. V.; BRUN, E. J.; DELING, I. Avaliação da sazonalidade da produção de serapilheira numa floresta estacional decidual no município de Santa Maria-RS. **Revista Árvore**, v. 26, n. 4, p. 429-435, 2002.

LOPES, M. I. S.; DOMINGOS, M.; STRUFFALDI, D. Y. Ciclagem de nutrientes minerais. In: SYSLVESTRE, L. S.; ROSA, M. M. T. Manual metodológico para estudos botânicos na mata atlântica. Seropédica: **Ed. da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro**. p.72102, 2002.

MARENGO, J. A. Condições climáticas e os recursos hídricos no norte brasileiro. In: TUCCI, C. E. M.; BRAGA, B. (Org.). **Clima e Recursos Hídricos no Brasil**. Coleção ABRH, 2003.

MARENGO, J. A.; NOBRE, C. Clima da região Amazônica. In: CAVALCANTI, I. F. A. et al. **Tempo e**

**clima no Brasil**. São Paulo: Oficina de Textos, p. 197-212, 2009.

MARQUES, A. C. A.; JUNIOR, O. B. P.; VOURLITIS, G. L. Avaliação de Produção de Serapilheira em Planície Inundável no Pantanal Mato-Grossense. **Ensaios e Ciencia: Biológicas, Agrarias e da Saúde**, v.21, n.3, p. 148-151, 2017.

MIRANDO, I. S.; ALMEIDA, S. S.; DANTAS, P. J. Florística e estrutura de comunidades arbóreas em cerrados de Rondônia, Brasil. **Acta Amazônica**, v. 36, n.4, p. 419 - 430, 2006.

MORAES, R. M. Ciclagem de nutrientes na floresta do PEFI: produção e decomposição da serapilheira. In: BICUDO, D.; FORTI, M.; BICUDO, C. **Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo.** São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2002. p.142.

MOURA, M. M. S.; COSTA, G. B. R.; PALÁCIO, H. A. De Q.; ARAUJO NETO, J. R. De; BRASIL, J. B. Produção de serapilheira e suas frações em área da Caatinga no Semiárido Tropical. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**. v. 3, n. 5, p. 199208, 2016.

NASCIMENTO, A. F. De J.; SILVA, T. O. Da; SAMPAIO, E. V. De S. B; ARAÚJO- FILHO, R. N. De; DANTAS, T. V. P. Quantificação de serapilheira em diferentes áreas sob fragmentos do Parque Nacional Serra de Itabaiana, Sergipe. **Ciências Agrárias**, v. 34, n. 6, p. 3271-3284, 2013.

NASCIMENTO, L. S.; CERQUEIRA, R. M.; HENDERSON, B. L. R. Produção de serapilheira em um fragmento adjacente a uma cava de mineração, Ribeirão Grande, SP. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**. v. 19, n. 9, p. 892-897, 2015.

ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. **Fundamentos de Ecologia**. 5. ed. São Paulo: Thomson Learning, 2007.

OLIVEIRA, A. N.; AMARAL, I. L. Florística e fitossociologia de uma floresta de vertente na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. Acta amazônica, v. 34, n. 1, 2004.

OURIQUE, L. K. De.; SILVA, R. O.; SOUZA, C. A. S. De.; NOGUCHI, H.; SANTOS, J. Dos.; HIGUCHI, N. Relação da produção de serapilheira com incremento em diâmetro de uma floresta madura na Amazônia Central. **Scientia Forsestalis**, v. 44, n. 112, p. 875-886, 2016.

PAGANO, S. N. Produção de folhedo em mata mesófila semidecídua no município de Rio Claro, SP. Revista Brasileira de Biologia, v. 49, n. 3, p. 633-639, 1989.

PEDRO, C. M. Aporte e decomposição de serapilheira em um fragmento de cerrado sensu stricto. 2017.40 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais e Ambientais), Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais e Ambientais, Universidade Federal do Tocantins, Gurupi, 2017.

PEREIRA, M. G.; MENEZES, T. De.; SCHULTZ, N. Aporte e decomposição da serapilheira na floresta atlântica, ilha da Marambaia, Mangaratiba, RJ. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 18, n. 4, p. 443-454, 2008.

PIRES, L. A. Aspectos Da Ciclagem De Nutrientes Em Uma Formação De Restinga Na Ilha Do Mel, Paranaguá, PR. Rio Claro. 2000. 187 p. Dissertação (mestrado em Ciências Biológicas). Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, São Paulo, 2001.

POGGIANI, F.; SCHUMACHER, M. V. Ciclagem de nutrientes em florestas nativas. In: GONÇALVES, J.L.M.; BENEDETTI, V. **Nutrição e Fertilização Florestal**. Piracicaba: IPEF, 2005. p.427.

RAW, A.; HAY, J. D. Fire and other factors affecting a population of Simaruba amara in a “cerradão”

near Brasília, Brasil. **Revta. Brazilian jornal of botany**., v. 9, p. 101 – 107, 1985.

REZENDE, C. P.; CANTARUTTI, R. B.; BRAGA, J. M.; GOMIDE, J. A.; PEREIRA, J. M.; FERREIRA, E.; TARRÉ, R.; MACEDO, R.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.N.; CADISCH, G.; GILLER, K.E.; BODDEY, R.M. Litter deposition and disapperance in *Brachiaria* pastures in Atlantic forest region of South Bahia, Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 54, n. 2, p. 99-112, 1999.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S.P. (eds) **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina: Embrapa Cerrados, Distrito Federal, 1998. p.89-154.

RICHARDS, P.W. The tropical rain forest. London: Cambridge Univ. Press. 1964. 450p.

ROCHA, A. A. A. A relação do perfil vertical do vapor d’ água com a convecção profunda na Amazônia. 2010. 86 f. Dissertação (Mestrado em Clima e Ambiente), Pós-graduação em Clima e Ambiente. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia - INPA, Manaus, 2010.

SANCHES, L.; VALENTINI, C. M. A.; PINTO JÚNIOR, O. B.; NOGUEIRA, J. S.; VOURLITIS, G. L.; BIUDES, M.S; SILVA, C. J. Da; BAMBI, P.; LOBO, F. De A. Seasonal and interannual litter dynamics of a tropical semideciduous forest of the southern Amazon Basin, Brazil. **Journal of Geophysical Research**, v.113, p. 1-9, 2008.

SANTOS, O. M.; CRISI, B. M. Efeito do desmatamento na atividade dos microorganismos de solo de terra firme na Amazônia. **Acta Amazônica**, v.11, n.1, p.97-102, 1981

SAYER, E. J. Using experimental manipulation to access the role of leaf litter in functioning of Forest ecosystems. **Biological Reviews**, v. 81, n. 1, p. 1-31, 2005.

SCHUMACHER, M.V. BRUN, E. J.; RODRIGUES, L. M.; SANTOS, E. M. Retorno de nutrientes via deposição de serapilheira em um povoamento de acácia-negra (*Acacia mearnsii* De Wild.) No estado do Rio Grande do Sul. **Revista Árvore**, v. 27, n. 6, p. 791-798, 2003.

SCORIZAR, R. N.; PEREIRA, M. G.; PEREIRA, G. H. A.; MACHADO, D. L.; SILVA, E. M. R. Métodos para coleta e análise de serapilheira aplicados à ciclagem de nutrientes. **Floresta & Ambiente**. v. 2, n. 2, p. 01-18, 2012.

SILVA, C. J.; SANCHES, L.; BLEICH.; LOBO, F. A.; NOGUEIRA, J. S.; Produção de serrapilheira no Cerrado e floresta detransição amazônica-Cerrado do centro-oeste brasileiro. **Acta amazônica**, v. 37, n. 4, p. 543-548, 2007.

SILVA, H. F, BARRETO, P. A. B.; SOUSA, G. T. O.; AZEVEDO, G. B.; GAMARODRIGUES, E. F.; OLIVEIRA, F. G. R. B. Decomposição de serapilheira foliar em três sistemas florestais no Sudoeste da Bahia. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 12, n. 3, p. 164-172, 2014.

SILVA, L. B. Da S.; NOVAIS, J. W. Z.; SANCHES, L.; MACHADO, N. G.; AQUINO, A. M. SALLO, F. Da S. Serrapilheira e fluxo de Co2 do solo em floresta sazonalmente alagável no Pantanal Brasileiro. **Ensaios e Ciência: Ciências biológica, agrária e da saúde,** v.21, n.3, p. 178-182, 2017.

SMITH, V. C.; BRADFORD, M. A. Litter quality impacts on grassland litter decomposition are differently dependent on soil fauna across time. **Applied Soil Ecology**, v.24, n. 2, p.197203, 2003.

SONGWE, N. C.; FASEHUN, F. E.; OKALI, D. U. U. Litterfall and productivity in a tropical rain forest, Southern Bankundu Forest, Cameroon. **Journal of Tropical Ecology**, v. 4, p. 2537, 1988.

SOUZA, E. B.; KAYANO, M. T. De; AMBRIZZI, T. Intrasesonal and submonthly variability over the eastern Amazon and northeast Brazil during the autumn rainy season. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 81, n. 3, p. 177-191, 2005.

SWIFT, M. J.; HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M. Decomposition in terrestrial ecosystems. Oxford: Blackwell; 1979. 372 p.

THOMAS, R.J. & ASAKAWA, N.M. Decomposition of leaf litter from tropical forage grasses and legumes. Soil Biology & Biochemistry, v. 25, p. 1351-1361, 1993.

VALENTINI, C. M. A.; SOARES, G. S.; SANTANA R. A.; GUIMARÃES, A. F. S.; SILVA, A. H. B. Produção, acúmulo e decomposição de serapilheira em uma área revegetada do parque estadual massairo okamura em mato grosso. **Holos**, v. 30, n. 5, 2014.

VIDOTTO, E.; PESSENDA, L. C. R.; RIBEIRO, A. S.; FREITAS, H. A.; BENDASSOLLI, J. A. Dinâmica do ecótono floresta-campo no sul do estado do Amazonas no Holoceno, através de estudos isotópicos e fitossociológicos. **Acta Amazônica,** v. 37, n. 3, p. 385–400, 2007.

WARING, R. H.; SCHLESINGER, W. H. Decomposition and forest soil development. In: FOREST ecosystems: concept and management. New York: Academic Press, 1985. 340p.

ZIMMERMANN, S.; BRAUN, S.; CONEDERA, M.; BLASER, P. Macronutrient inputs by litterfall as opposed to atmospheric deposition into two contrasting chestnut forest stands in southern Switzerland. **Forest Ecology and Management**, v.161, p.289-302, 2002.

Tabela 7. Valor do pH do solo nos diferentes ambientes e profundidade, Humaitá-AM.

## SOBRE OS ORGANIZADORES

**JOSÉ MAURÍCIO DA CUNHA**: Graduação em Bacharelado em Física pela Universidade Federal do Amazonas (2008), Mestrado em Física pela Universidade Federal do Amazonas (2011) e Doutorado em Física Ambiental pela Universidade Federal de Mato Grosso (2016). É Professor Adjunto IV do quadro permanente da Universidade Federal do Amazonas, do Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente (IEAA/ UFAM) e credenciado ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da UFAM, conceito 3 da CAPES. É Líder do Grupo de Pesquisa Solos e Ambiente Amazônico. Está autuando na área de Engenharia Agrícola (com ênfase em Física do Solo e Manejo e Conservação do Solo) e Geociência (com ênfase em Sensoriamento Remoto), nas seguintes áreas de pesquisa: Manejo e Qualidade do solo; Atributos do solo; Análises Espaciais Aplicada a Ciência do Solo; Estimativas de parâmetros ambientais a partir do Sensoriamento Remoto.

**MILTON CÉSAR COSTA CAMPOS**: Graduado em Agronomia pela Universidade Federal da Paraíba (2004), Mestrado em Agronomia (Ciências do Solo) pela Universidade Estadual Paulista (2006), Doutorado em Agronomia (Ciências do Solo) pela Universidade Federal Rural de Pernambuco (2009) e Pós-Doutorado em Engenharia de Água e Solo pela Universidade Estadual de Campinas (2013). É Professor Associado III do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Paraíba. Foi professor do Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente da Universidade Federal do Amazonas (09/2006 a 08/2020); coordenador do Curso de Engenharia Ambiental (2007-2008); diretor do Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente (2010-2014); coordenador do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (2015-2019). Atualmente é Bolsista de Produtividade em Pesquisa do CNPq - Nível 2 - CA AG – Agronomia. Editor Assistente da Revista Brasileira de Ciência do Solo. Coordenador da Comissão de Levantamento e Classificação do Solo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (2019 -2023); Vice-diretor da Divisão I - SOLO NO ESPAÇO E NO TEMPO da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (2019 -2023). Orienta no Programa de Pós-Graduação em Ciências do Solo/UFPB e Ciências Ambientais/UFAM. Tem experiência na área de Agronomia, com ênfase em Ciência do Solo, atuando principalmente nos seguintes temas: Gênese e Morfologia do Solo; Mineralogia do Solo e Relação Solo-Paisagem.

**DOUGLAS MARCELO PINHEIRO DA SILVA**: Graduação em Agronomia (2011), pela Universidade Federal do Amazonas, Mestrado (2013), em Produção Vegetal na Universidade Federal do Amazonas e Doutorado (Horticultura) pela Universidade Estadual Paulista (2019). É Professor Adjunto I do quadro permanente da Universidade Federal do Amazonas, do Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente (IEAA/ UFAM) e Coordenador do Curso de Engenharia Ambiental da UFAM, É Vice-líder do Grupo de Pesquisa Solos e Ambiente Amazônico. Está autuando na área de Agronomia, atuando nos seguintes temas: física do solo, fertirrigação, irrigação e produção de hortaliças.

# SOLO, ÁGUA, PLANTA E VARIÁVEIS AMBIENTAIS:

Impactos e suas transformações no Sul do Amazonas

www.atenaeditora.com.br
contato@atenaeditora.com.br
@atenaeditora
www.facebook.com/atenaeditora.com.br

Ano 2022

# SOLO, ÁGUA, PLANTA E VARIÁVEIS AMBIENTAIS:

Impactos e suas transformações no Sul do Amazonas

www.atenaeditora.com.br
contato@atenaeditora.com.br
@atenaeditora
www.facebook.com/atenaeditora.com.br

Ano 2022